MODALITÉS D'ENSEMENCEMENT POUR L'OMBLE DE FONTAINE

REVUE ET ANALYSE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

par

Michèle Lapointe

pour

Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche

Juin 1990

Québec

92-01439/

MODALITÉS D'ENSEMENCEMENT POUR L'OMBLE DE FONTAINE

REVUE ET ANALYSE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Rapport présenté au ministère
du Loisir, de la Chasse et de la Pêche
du Québec

Par
Michèle Lapointe

Laboratoire de recherche
sur les communautés aquatiques
Département de chimie–biologie
Université du Québec à Trois–Rivières
C.P. 500 Trois–Rivières (Québec)
G9A 5H7

Juin 1990

Dépôt légal
Bibliothèque nationale du Québec
3e trimestre 1990
ISBN: 2-550-21139-1

RÉSUMÉ

Chez l'Omble de fontaine, les lignées indigène et hybride ont une meilleure survie que les lignées domestiques et sont recommandées pour les introductions et les ensemencements de soutien. La lignée domestique devrait être utilisée à des fins de dépôt–retrait. La survie des ombles ensemencés est plus faible dans les plans d'eau contenant des espèces compétitrices, y compris des ombles résidants. Les ombles de petite taille (alevins, fretins et petits individus d'un an) ne devraient être déversés que lorsque le niveau de compétition et/ou de prédation est très faible, et en tenant compte des ressources alimentaires disponibles. En milieu lentique, et de façon encore plus critique en milieu lotique, des taux d'ensemencement élevés ont entraîné une mortalité accrue et une diminution de la croissance. Certains auteurs ont observé une augmentation de la récolte et de la production, mais le rendement économique n'est pas toujours satisfaisant. Quelques méthodes de détermination des taux d'ensemencement utilisées ailleurs qu'au Québec sont présentées. L'applicabilité de ces formules à la situation de l'Omble de fontaine au Québec reste à déterminer, mais ne semble pas prometteuse. En milieu lentique, les ensemencements d'automne donnent de bons résultats lorsqu'il y a peu ou pas de compétition ou de prédation. En milieu lotique, les ensemencements d'automne donnent des pourcentages de recapture moins élevés que ceux de printemps ou d'été. Dans les ensemencements de type soutien en milieu lentique, il peut être plus efficace d'ensemencer aux deux ans ou même aux trois et quatre ans. Les ensemencements dans des années successives ne devraient être employés que si chaque déversement est fortement exploité, l'année suivant immédiatement le déversement. Pour le dépôt–retrait tant en milieu lotique que lentique, il est préférable d'ensemencer fréquemment pour maintenir le succès attendu. En cours d'eau, la pratique d'ensemencement par dispersion (scatter–planting) plutôt qu'en lots (spot–planting) peut améliorer la survie en distribuant les poissons sur une plus grande superficie d'habitat. S'il s'agit de dépôt–retrait, il est souhaitable de combiner les méthodes d'ensemencement par dispersion et d'ensemencement par lots. En lac, il semble que les poissons se dispersent assez rapidement. La compétition est probablement le principal facteur limitant la survie et la croissance des salmonidés ensemencés, lorsque les conditions physico–chimiques sont adéquates.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ iii
TABLE DES MATIÈRES v

1. INTRODUCTION 1
2. MÉTHODOLOGIE 3
3. MODALITÉS DE DÉVERSEMENT 4
   3.1 Rappel sur les lignées 4
   3.2 Taille à l'ensemencement 5
      3.2.1 Milieux lentiques 5
         3.2.1.1 Survie et taux de retour 5
         3.2.1.2 Croissance et rendement 9
      3.2.2 Milieux lotiques 11
         3.2.2.1 Survie et taux de retour 11
         3.2.2.2 Croissance et rendement 12
   3.3 Taux à l'ensemencement 13
      3.3.1 Milieux lentiques 13
         3.3.1.1 Survie et taux de retour 13
         3.3.1.2 Croissance et rendement 15
      3.3.2 Milieux lotiques 17
         3.3.2.1 Survie et taux de retour 17
         3.3.2.2 Croissance et rendement 19
      3.3.3 Détermination des taux 19
         3.3.3.1 Alberta: Donald et Anderson (1982) 19
         3.3.3.2 Colombie Britannique: Stringer et al. (1980) 20
         3.3.3.3 Ontario: OMNR (1982) 21
         3.3.3.4 Maine: Andrews (1977) 22
         3.3.3.5 New york: Engstrom–Heg (1979a) 22
         3.3.3.6 Remarques sur le calcul de la productivité 24

3.4 Distribution spatio-temporelle 26
3.4.1 Période d'ensemencement 26
3.4.1.1 Milieu lentique 26
3.4.1.2 Milieu lotique 28
3.4.2 Fréquence et durée 29
3.4.3 Méthode et localisation 30
4. MÉCANISMES IMPLIQUÉS 33
4.1 Potentiel du milieu récepteur 33
4.2 Comportement alimentaire et territorial 34
4.3 Déplacements 35
4.4 Compétition 35
4.5 Prédation 38
5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 40

REMERCIEMENTS 43
LISTE DES RÉFÉRENCES 44

1. INTRODUCTION

Depuis 1987, le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche a entrepris une révision de la politique et des orientations en matière de déversement de poissons dans l'ensemble du Québec (Archambault et al. 1988). Un groupe de travail a été chargé d'élaborer un document sur les modalités d'ensemencement pour toutes les espèces faisant l'objet de déversements, à l'exception du Saumon atlantique anadrome (Salmo salar). Ce document suggère des critères précis sur le nombre, la taille, le stade et la lignée des poissons ensemencés, ainsi que des recommandations sur la période, la durée, la fréquence et le suivi des ensemencements.

Les modalités ont été fondées sur les résultats d'une enquête téléphonique auprès de huit provinces canadiennes et de quinze états américains. Une revue de littérature ainsi que des échanges d'information avec les biologistes du Ministère ont complété la recherche documentaire. Les critères retenus tiennent compte de plusieurs facteurs, entre autres l'importance de la compétition intra– et interspécifique, la productivité du milieu récepteur, ou la superficie d'habitat propice. L'objectif étant toutefois d'établir une procédure simple, une certaine flexibilité doit être consentie au niveau de la précision des normes. Conséquemment, les modalités édictées doivent être mises à l'épreuve par les gestionnaires et ajustées selon le suivi des projets et le véritable potentiel du milieu.

Compte tenu des sommes importantes investies annuellement pour les déversements d'Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) et afin de bien étayer les modalités élaborées pour cette espèce dans le document ministériel, la Direction générale des espèces et des habitats a demandé la rédaction d'une revue de littérature sur ce sujet. Grâce à plusieurs projets d'envergure soutenus par le Ministère (Magnan and FitzGerald 1982, 1984; Naud and Magnan 1988; Magnan 1989; East and Magnan 1989; Tremblay and Magnan 1989; Lachance and Magnan 1990a, 1990b), notre connaissance de l'Omble de fontaine s'est considérablement accrue ces dernières années, en partie au niveau de l'utilisation des différentes lignées à ensemencer

(Lachance 1989). Toutefois, d'autres facteurs peuvent affecter la performance des poissons déversés: la taille, le stade, les taux, la saison, la durée, la fréquence et les méthodes de dépôt. La présente revue exposera donc les résultats des travaux publiés sur ces questions.

2. MÉTHODOLOGIE

Dans un premier temps, une recherche informatisée a permis d'explorer les banques de données suivantes: BIOSIS (Bioscience information service: 1969, 1985); ASFA (Aquatic sciences and fisheries abstracts: 1978); NTIS (catalogue des publications gouvernementales américaines: 1964); NLCATBN (catalogue de la bibliothèque nationale du Canada: 1973); Dissertation Abstracts Online (1861); CODOC (catalogue partiel des publications gouvernementales provinciales et fédérales du Canada: 1640); ELIAS (catalogue des ministères Environnement Canada/Pêches et Océans Canada: 1976). Pour chaque banque, la recherche s'est étendue de la première année répertoriée jusqu'à décembre 1989 inclusivement. Les mots–clés employés ont été: salvelinus, trout, salmonid, salmonin, stocking, stocked, planting, planted.

Par la suite, nous avons effectué un dépouillement systématique de la banque "Current references in fish research" (Cvancara 1989) couvrant les années 1980 à 1989 inclusivement, avec les mots–clés suivants: salvelinus fontinalis, stocking, management. Cet index couvre plus de 400 revues scientifiques et répertorie tous les titres d'articles ayant trait aux poissons. Pour les années antérieures à 1981, nous avons utilisé la revue de littérature de Potter et al. (1982) qui résume 587 articles ou rapports abordant la question des ensemencements.

L'ensemble de ces recherches a permis de consulter un total de 834 titres, 190 résumés et 75 documents complets dont près de 80% se sont avérés pertinents. Les articles se référant spécifiquement aux taux et stades d'ensemencement de l'Omble de fontaine sont toutefois peu nombreux. Pour cette raison, nous avons parfois élargi la discussion à d'autres espèces, soient la Truite arc–en–ciel (Salmo gairdneri) et la Truite brune (Salmo trutta).

3. MODALITÉS DE DÉVERSEMENT

Beaucoup d'articles consultés font état de taux de mortalité très élevés pour les Ombles de fontaine ensemencés, et de leur faible performance générale comparativement à la Truite brune, à la Truite arc–en–ciel, ou à la Moulac (Salvelinus fontinalis X Salvelinus namaycush). Toutes ces études ont utilisé des Ombles domestiques, et des recherches plus récentes ont démontré la piètre performance de cette lignée pour des aménagements à long terme. Nous ferons donc un bref rappel sur la performance après ensemencement des différentes lignées d'Omble de fontaine, puis nous aborderons la question de la taille des poissons déversés, des taux, de la période et des méthodes d'ensemencement.

3.1 Rappel sur les lignées

Plusieurs auteurs se sont intéressés aux performances après ensemencement des différentes lignées d'Omble de fontaine, tant aux Etats–Unis (Greene 1952; Flick and Webster 1964, 1976; Keller 1979; Keller and Plosila 1981; Webster and Flick 1981; Gowing 1986), qu'au Canada (Fraser 1972, 1976, 1978a, 1978b, 1980, 1981a, 1983; Fraser and Rumsey 1988; Lachance and Magnan 1990a, 1990b). Une revue détaillée de la littérature apparaît dans Potter et al. (1982) et particulièrement dans Lachance (1989), qui a évalué la performance après ensemencement de trois lignées d'Omble de fontaine dans des lacs oligotrophes de la réserve Mastigouche, au Québec.

La performance s'exprime au niveau des retours par la pêche sportive, ou par la pêche expérimentale, au niveau de l'accroissement en poids, du poids moyen à la capture, du rendement (kg de poissons capturés:kg ensemencés) et du potentiel reproducteur. De façon générale, les chercheurs favorisent les lignées qui affichent le meilleur équilibre entre la survie et le taux de croissance. Les éléments à retenir de l'ensemble de leurs travaux, et notamment de ceux de Lachance et Magnan (1990a, 1990b), sont les suivants:

- les lignées indigènes et hybrides sont les plus performantes au niveau du rendement obtenu à long terme (au–delà d'une année);
- les lignées domestiques survivent généralement moins longtemps en nature que les lignées indigènes ou hybrides;

- toutefois, les lignées domestiques offrent de bons rendements dans la première année après l'ensemencement;
- la lignée hybride offre une performance globale supérieure à celle des deux autres lignées;

Des recommandations pratiques découlent de ces résultats (Lachance 1989) et font d'ailleurs partie des modalités d'ensemencement actuellement en cours au Québec (Archambault et al. 1988; Benoit et al. 1988):

- la lignée domestique devrait être utilisée à des fins de dépôt–retrait, pour fournir une pêche immédiate ou à court terme d'individus de taille vulnérable à la pêcherie (recrues);
- la lignée indigène devrait être utilisée dans des ensemencements de type introduction, repeuplement et soutien, quand on désire préserver un patrimoine génétique particulier;
- la lignée hybride devrait remplacer la lignée indigène dans les ensemencements de type soutien, lorsque le patrimoine génétique des populations résidantes a déjà été modifié par des apports extérieurs.

3.2 Taille à l'ensemencement

Peu d'études ont porté spécifiquement sur les tailles à l'ensemencement. Cependant, le choix de la taille est un sujet très controversé, car si la littérature publiée s'accorde généralement pour dire que les poissons de plus grande taille ont une meilleure chance de survie (OMNR 1982; Potter et al. 1982), cette pratique a des incidences sur les coûts de production, facteur critique dans plusieurs cas.

3.2.1 Milieux lentiques

3.2.1.1 Survie et taux de retour

De nombreuses études font référence à la survie des poissons ensemencés en fonction de leur taille, sans s'attarder aux mécanismes responsables. Dans les autres cas, les facteurs explicatifs seraient principalement la compétition et la prédation, rarement les composantes physico–chimiques de l'habitat. Cependant, à

cause des différences dans les durées d'élevage pour atteindre la taille désirée (alevin, fretin, poisson d'un an ou plus), l'influence de la taille sur la survie peut être confondue avec la saison d'ensemencement (Potter et al. 1982), ou même avec des comportements acquis pendant la période d'élevage.

Lorsque la taille est le seul facteur considéré, les résultats sont souvent contradictoires d'une étude à l'autre. Ainsi, Fraser (1981a) a noté que la taille des fretins à l'ensemencement ne semble pas avoir de relation avec les retours subséquents. Cette observation est corroborée par Andrews (1977) qui n'a pu déceler de différence dans la survie hivernale de fretins ensemencés l'automne et dont les tailles variaient de 94 à 201 mm. Flick et Webster (1976) ont aussi noté que la taille ne jouait pas de rôle important dans la survie. Hesthagen et Johnsen (1989a) ont même démontré chez la Truite brune une survie plus grande chez les fretins d'été que chez les fretins d'automne, contrairement à ce qu'ont trouvé Kennedy et al. (1984). Ils reconnaissent cependant qu'il y avait peu de différences dans la taille moyenne à l'ensemencement des deux groupes de cette étude, et qu'il est reconnu dans la littérature que les poissons de grande taille ont une meilleure survie que les poissons de petite taille. Toutes ces études indiquent que non seulement la taille, mais aussi le stade (alevin, fretin, sub–adulte, adulte) ont une influence sur la survie des poissons ensemencés. Par exemple, Valiant et Smith (1983) ont montré que le retour des ensemencements (en %) a généralement augmenté avec l'âge des poissons ensemencés; soit 7,2% pour les fretins, 7,9% pour les poissons d'un an et 25,4% pour les poissons de deux ans; alors que Stringer et al. (1980) rapportent des taux de survie moyens de 3,4% pour les alevins, 21,6% pour les fretins d'automne et 48,3% pour les poissons d'un an.

C'est un fait reconnu que la survie des Ombles de fontaine ensemencés est plus faible dans les plans d'eau contenant des espèces compétitrices (Fraser 1972, 1978a, 1978b; Lachance and Magnan 1990a). Il est possible que les interactions entre espèces agissent très tôt au cours du cycle vital, comme ça semble le cas chez les espèces d'eau fraîche (Colby et al. 1987; Lachance and Magnan 1990a). Dans ces circonstances, les jeunes stades seraient plus vulnérables à la compétition, et incidemment, à la prédation. En absence de compétition, dans les lacs vierges ou empoisonnés, les ensemencements d'alevins sont justifiés pour l'introduction initiale

(OMNR 1982). Dans des eaux ne contenant que des espèces fourrage, Fraser (1978a) soutient que les fretins donnent de bons résultats, à moindre coût. Cependant, les truites de taille trop petite pour se nourrir d'espèces fourrage doivent compétitionner avec ces dernières pour la nourriture (Borgeson 1966), avec comme résultat une réduction de la survie. Stuber et al. (1985) rapportent aussi que les faibles rendements d'ensemencements de fretins de Truite arc–en–ciel dans des réservoirs seraient partiellement dus à la compétition avec le Kokani (Oncorhynchus nerka) pour le phytoplancton, ressource apparemment limitante. Fraser (1981a) qualifie d'excellents les résultats obtenus avec des fretins d'Omble de fontaine dans des lacs où il y a peu de compétition (Phoxinus eos, Pimephales promelas, Culea inconstans et quelques Ombles de fontaine d'ensemencements précédents), alors que pour Hestagen et Johnsen (1989b), une taille plus grande est considérée comme un des facteurs responsables d'une meilleure survie de fretins de Truite brune dans des lacs où existait une population naturelle de cette espèce.

En présence de compétiteurs plus sérieux (Meunier noir, Catostomus commersoni), les poissons d'un an ont une meilleure survie que les fretins (Fraser 1978a). Seulement 4 à 7% des fretins d'Omble de fontaine ensemencés dans les lacs à Meunier ont été capturés à la saison de pêche suivante, alors que le retour était de 6 à 15% pour les poissons d'un an. Les espèces résidantes utilisent apparemment la plus grande part des ressources alimentaires disponibles, de sorte que malgré que les poissons aient atteint une taille recrutable assez rapidement, leur nombre a été fortement réduit par la mortalité naturelle. On peut distinguer facilement l'avantage de la taille en comparant les résultats d'ensemencements de poissons d'un an de petite taille (11,9 cm) et de grande taille (13,7 à 16,5 cm). Dans le premier cas, le retour fut de 9%, alors qu'il fut de 18% dans le second. Fraser (1978a) conclut que lorsque l'Omble de fontaine vit en présence du Meunier noir, seul l'ensemencement de type dépôt–retrait devrait être envisagé. Borgeson (1966) stipule aussi que pour obtenir un retour satisfaisant, des Ombles de fontaine de plus grande taille (15–30 cm) doivent être ensemencés dans des plans d'eau contenant une quantité substantielle de prédateurs ou de compétiteurs (espèces d'eau fraîche, Meuniers, Cyprins).

Comme l'ont démontré Lachance et Magnan (1990a) pour l'Omble de fontaine, les populations résidantes (Ombles ou Truites) peuvent être considérées compétitrices ou prédatrices selon la taille des poissons ensemencés. Fraser (1978a) mentionne que les Ombles de fontaine d'un an ont une meilleure survie que les fretins en présence d'Ombles plus grands. Plusieurs auteurs rapportent de faibles retours pour cette espèce ensemencée dans des plans d'eau abritant des espèces prédatrices, tels le Touladi (Salvelinus namaycush), la Truite brune et la Truite arc–en–ciel (Fraser 1972). Dans les réservoirs à communauté complexe, Stuber et al. (1985) favorisent le déversement de Truites arc–en–ciel de taille vulnérable à la pêche (>200 mm) pour le dépôt–retrait, plutôt que des ensemencements de soutien avec des fretins. Barwick (1985) a lui aussi obtenu peu de succès avec des déversements de soutien dans un réservoir.

La qualité de l'habitat est un autre facteur dont il faut tenir compte. Comme le mentionnent Valiant et Smith (1983), une stratégie consistant à utiliser des poissons d'âge 0 plutôt que d'âge 1 ou 2, parce que moins coûteux, peut amener des problèmes. Ces poissons doivent croître davantage avant d'atteindre une taille vulnérable à la pêche sportive, et comme on augmente les quantités pour compenser la mortalité plus élevée, cela crée une demande additionnelle qui peut excéder les capacités de production du plan d'eau. Engstrom–Heg (1979a) recommande d'utiliser des fretins dans des petits plans d'eau (<40 ha) où il y a peu de compétition et de prédation, et des truites d'un an, avec ou sans fretins, pour les plans d'eau plus grands, sans toutefois justifier cette procédure.

Gloss et al. (1989) ont étudié la survie des poissons d'âge 0 et d'âge 1 ensemencés dans des lacs chaulés (neutralisation de l'acidité par addition de calcite). Le taux de survie annuel moyen fut de 35% pour les premiers et de 25% pour les seconds, probablement à cause du fait que ces derniers furent ensemencés au printemps et que les conditions étaient plus mauvaises à ce moment. La taille ne serait donc pas en cause. Les poissons se sont nourris d'invertébrés de grande taille au début, lesquels ont été remplacés par du zooplancton au bout de quelques mois, ce qui suggère que les plus grosses proies ont pu devenir moins abondantes dans ces lacs (Gloss et al. 1989). Toutefois, il s'agit là d'une évolution classique du régime alimentaire de plusieurs salmonidés du début à la fin de l'été. L'importance de ce fait en fonction de la taille des poissons ensemencés reste à déterminer.

Indépendamment de la survie, le comportement, ici en relation avec la taille, semble avoir influencé de manière importante les baisses de population observées (Gloss et al. 1989). Dans un des lacs, on a évalué qu'environ 30% du nombre estimé des Ombles d'âge 1+ avaient émigré du lac au premier automne après l'ensemencement. Ce comportement coïncide avec la période de reproduction; toutefois, les poissons matures ne se sont pas comportés de cette façon l'année suivante, après 15 à 16 mois de résidence.

Enfin, les exigences des pêcheurs doivent être considérées. Alexander (1973) rapporte l'insatisfaction des pêcheurs à l'égard de la petite taille des poissons d'un an (moins de 15 cm), utilisés pour du dépôt–retrait. Butler et Borgeson (1966) ont montré que les poissons de 20 cm généraient des retours plus élevés en Californie. Selon ces auteurs, si le poisson doit passer une année supplémentaire en lac avant d'atteindre une taille intéressante, sa survie en est d'autant handicapée. Le programme pourrait donc être amélioré en ensemençant des poissons d'un an de plus grande taille, ou plus de poissons de deux ou trois ans (Butler and Borgeson 1966). Dans de tels cas, il demeure toutefois important de tenir compte du rapport coûts/bénéfices.

3.2.1.2 Croissance et rendement

Ce sont généralement les mêmes facteurs qui influencent le rendement, la croissance et la survie. Ainsi, Fraser (1978b) rapporte que les juvéniles et les fretins ont connu une croissance rapide dans deux lacs où la compétition avec d'autres espèces était minime; alors que l'introduction de la Perchaude, (Perca flavescens), a entraîné une réduction des taux de croissance dans un autre plan d'eau. Par ailleurs, Lachance et Magnan (1990a) ont noté que le pourcentage d'augmentation en poids des Ombles de fontaine ensemencés au stade fretin était inversement corrélé à la présence du Meunier noir et à l'abondance relative des ombles indigènes résidantes. Toutefois, les résultats obtenus quant au rendement et à la croissance peuvent varier selon la taille ensemencée.

Flick et Webster (1976) ont observé une influence de la taille à l'ensemencement sur la croissance des Ombles de fontaine. Les souches hybrides et indigènes qui avaient grandi rapidement en pisciculture ont maintenu cet avantage en nature. Aussi, les poissons d'un an croissent à un taux plus élevé que les alevins et les

fretins, sauf dans un lac où la compétition avec des Cyprins et les poissons résiduels des ensemencements précédents a affecté leur croissance (Fraser 1978b). Chez la Truite arc–en–ciel, Stringer et al. (1980) ont observé la croissance la plus forte dans les lacs vierges (non–exploités, sans compétiteurs), suivis des lacs exploités (avec population résiduelle d'ensemencements antérieurs), des lacs fermés à la pêche (avec population résiduelle d'ensemencements antérieurs), puis des lacs fermés avec compétiteurs et ayant déjà été ensemencés. Selon les auteurs, cette séquence démontre clairement la compétition entre les classes d'âge (i.e. de la part des poissons ensemencés antérieurement) et entre les espèces. En se basant sur un modèle développé en pisciculture, Stringer et al. (1980) ont trouvé un taux de croissance plutôt faible pour tous les stades. La meilleure croissance a été observée chez les poissons d'un an, la moins bonne chez les fretins d'automne. Pour les truites de petite taille, Borgeson (1966) note que la compétition des espèces fourrage peut parfois réduire le taux de croissance.

Pour l'Omble de fontaine, malgré que le retour en nombre des poissons d'un an ensemencés au printemps était plus élevé que celui des fretins d'automne, le rapport poids récolté/poids ensemencé était plus élevé pour les fretins (Fraser 1978b). L'impact des compétiteurs était plus important sur le rendement des fretins (de 4,5 kg/kg avec peu de compétition à 0,95 kg/kg avec forte compétition) que sur le rendement des poissons d'un an (de 2,9 kg/kg à 0,5 kg/kg).

Selon Stuber et al. (1985), les fretins (<125 mm) sont souvent employés pour soutenir une pêcherie. On assume qu'ils pourront utiliser la productivité de base du plan d'eau, croître à une taille vulnérable et être capturés par les pêcheurs en nombre suffisant pour fournir une pêcherie satisfaisante à un coût raisonnable. Le succès de cette approche repose sur l'aptitude des fretins à survivre en quantité assez importante et à croître à une taille vulnérable. D'après la littérature consultée et les travaux de Lachance et Magnan (1990a), si les fretins sont plus avantageux en terme de rendement, ils auront une meilleure survie s'ils sont de grande taille, et fourniront une pêcherie intéressante dès l'été suivant. Sur ce plan, les souches hybrides et indigènes offrent des avantages. Dès que la compétition est plus sévère (i.e. Meunier) on devrait envisager l'ensemencement de type dépôt–retrait.

3.2.2 Milieux lotiques

3.2.2.1 Survie et taux de retour

Ersbak et Haase (1983) soulignent que les ensemencements en milieu lentique donnent généralement de meilleurs rendements et sur une plus longue période de temps que des ensemencements semblables en milieu lotique. L'ensemencement des cours d'eau peut se faire avec des poissons vulnérables à la capture (généralement plus de 18 cm) ou avec de plus petits poissons qui ne seront vulnérables aux engins de pêche que plus tard dans la saison. Cette option est souvent attrayante, parce que moins coûteuse et aussi à cause de la possibilité que les poissons puissent acquérir certaines caractéristiques "sauvages" avant d'atteindre la taille vulnérable. Toutefois, la plupart des travaux consultés font état de retours peu élevés chez les salmonidés déversés à une petite taille, tant chez l'Omble de fontaine que la Truite arc–en–ciel ou la Truite brune (Cresswell 1981; Ersbak and Haase 1983; Johnson 1983; Hume and Parkinson 1988).

Les travaux de Hume et Parkinson (1988) sur la Truite arc–en–ciel anadrome confirment la tendance à une mortalité plus faible lors de déversements d'alevins de taille plus grande et à une date plus tardive, ces variables ne pouvant être dissociées. Engstrom–Heg (1979b) recommande de déverser les poissons au stade le plus jeune qui produira la pêcherie désirée. S'il est possible d'obtenir une survie et des taux de retour élevés, les fretins d'automne peuvent être préférables aux juvéniles du printemps (1 an). Toutefois, Dupee et Spurr (1980) ont démontré une très faible survie des fretins d'Omble de fontaine déversés dans des cours d'eau du New Hampshire. Burns et Calhoun (1966) affirment également que les ensemencements de fretins ne sont pas une méthode efficace pour améliorer la qualité de l'offre dans les cours d'eau de la Californie. Johnson (1983) a recommandé de cesser les ensemencements de fretins d'automne (Omble de fontaine et Truite brune) dans les cours d'eau du Wisconsin. Il faut toutefois mentionner que ces cours d'eau supportaient des populations de truites résidantes. Dans le sud des Etats–Unis, Swink (1983) a noté une tendance à délaisser les ensemencements de soutien pour se tourner davantage vers le dépôt–retrait. Potter et al. (1982) rapportent que les recaptures totales d'Omble de fontaine ensemencés

en cours d'eau au stade fretin sont corrélées négativement avec la diversité des espèces de poissons. La survie des fretins serait plus faible dans les cours d'eau supportant une grande abondance de poissons, autant d'une seule espèce que de communautés de plusieurs espèces.

Dans sa revue, Cresswell (1981) rapporte que le pourcentage de recapture découlant des ensemencements de poissons de petite taille est bas, souvent moins de 3%. Le coût effectif de chaque poisson capturé peut être augmenté de 30 fois, contrecarrant les bénéfices apparents de ce type d'ensemencement. Cresswell (1981) est arrivé à la conclusion que les déversements de poissons de taille vulnérable (>20cm) en cours d'eau donnent des pourcentages de recapture plus élevés que les ensemencements de fretins, et que la plupart des auteurs privilégient les grandes tailles. Chez l'Omble de fontaine, des retours aussi élevés que 78% et 97% ont été rapportés pour des ensemencements d'Ombles d'un an, effectués au printemps (Potter et al. 1982).

3.2.2.2 Croissance et rendement

Peu d'auteurs ont discuté de la croissance et du rendement en relation avec la taille des poissons ensemencés en cours d'eau. Compte tenu des différences importantes observées au niveau de la survie et du taux de retour, la taille pourrait aussi avoir un effet déterminant au moins sur le rendement. Selon Hume et Parkinson (1988), la taille à l'ensemencement a un effet sur la survie, mais pas sur la taille des individus l'année suivante, à moins que la différence initiale soit très substantielle (dans ce cas particulier, que les alevins soient vraiment plus gros que 6 g). Selon les auteurs, les effets dépendant de la densité rendraient problématique l'interprétation des expériences sur la taille et la période d'ensemencement dans les cours d'eau. Toutefois, cette question n'est pas insoluble et un plan d'expérience approprié pourrait y répondre.

Par ailleurs, Ersbak et Haase (1983) ont suggéré que les composantes physiques de l'habitat et la nourriture disponible déterminent probablement les limites à la croissance et au métabolisme de base chez l'Omble de fontaine ensemencé en cours d'eau. Ayant auparavant été nourris selon des rations assurant une

croissance maximale, les poissons de pisciculture auraient un métabolisme de base plus élevé que les poissons résidants, métabolisme qui doit être satisfait par un état nutritionnel élevé (Ersbak et Haase 1983). Selon ces auteurs, les poissons plus grands ont plus de difficulté à trouver une niche appropriée qui pourra satisfaire leur demande bioénergétique. Si l'environnement ne peut soutenir ces besoins, un déclin de la condition pourra survenir, entraînant une attrition physiologique puis la mort. Ce déclin sera d'autant plus rapide que le poisson sera plus grand et plus gras. En conséquence, Ersbak et Haase (1983) recommandent d'ajuster la taille relative et la condition des poissons ensemencés avec celles des poissons résidants.

3.3 Taux à l'ensemencement

De l'ensemble des publications consultées, quelques–unes seulement ont pour principal objet les taux d'ensemencement de l'Omble de fontaine (Alexander 1973; Gowing 1974; Andrews 1977). De fait, cette question est mieux documentée chez la Truite arc–en–ciel (Stringer et al. 1980; Stuber et al. 1985; Hume and Parkinson 1987). Il reste possible de dégager des informations liées aux taux à partir d'études plus générales ou ayant traité d'autres aspects des ensemencements. Ces travaux affichent une grande variabilité au niveau des conditions expérimentales et des milieux étudiés, ce qui rend les données difficiles à comparer. Certains effets des taux sur la survie et la croissance, tant en milieu lentique qu'en milieu lotique, sont tout de même perceptibles, et seront exposés ici. Nous discuterons également des mécanismes impliqués et nous ferons part des méthodes de détermination des taux en cours dans certaines provinces et états.

3.3.1 Milieux lentiques

3.3.1.1 Survie et taux de retour

Les densités d'ensemencement peuvent influencer les taux de mortalité subséquents autant en lac qu'en cours d'eau (Potter et al. 1982). Ainsi chez l'Omble de fontaine, Gowing (1974) a trouvé que les taux de mortalité naturelle ont diminué pendant le premier été dans les lacs de densité faible (194/ha) et intermédiaire (396/ha), alors qu'ils ont augmenté dans les lacs de densité élevée (1335/ha). Les taux de mortalité

durant le premier hiver ont été directement proportionnels aux densités totales à la fin de l'étude. D'après ces observations, le taux de mortalité semble être dépendant de la densité. Toutefois pour Andrews (1977), la survie ne semble pas associée à la densité d'ensemencement. Il a comparé trois groupes de lacs ensemencés à des taux différents et n'a pu déceler de relation entre le taux et la survie. La densité totale au printemps suivant a aussi montré une grande variabilité et des recoupements. Les taux faibles (128–180 fretins d'automne par ha de profondeur < 6m) produiraient des populations de printemps totales généralement moins élevées que le taux normal (305–315/ha), alors que le taux élevé (580–590/ha) n'a pas toujours fourni un niveau de population plus élevé lorsque comparé au taux normal.

Qu'Andrews (1977) n'ait pas trouvé de relation entre la survie et les taux ne signifie pas qu'il n'en existe pas. D'après ses données, qu'il qualifie lui–même d'incomplètes, la survie est très variable et ne semble pas associée à la densité d'ensemencement; en conséquence, il recommande de ne pas tenter de compenser une faible survie en augmentant les taux d'ensemencement. Si cette approche peut réussir dans certains cas, elle peut aussi entraîner un gaspillage inutile des poissons de pisciculture.

En fait, les densités d'ensemencement semblent bien influencer les taux de mortalité subséquents chez l'Omble de fontaine et les autres salmonidés, comme le rapportent Potter et al. (1982). Ainsi la réduction des taux d'ensemencement de 1235/ha à 125–250/ha a entraîné une amélioration de la survie chez l'Omble de fontaine (Momot 1971), alors que l'augmentation des taux de 45 à 50/ha chez la Truite arc–en–ciel a résulté en une mortalité accrue (Anon 1970). Stuber et al. (1985) ont aussi observé de faibles retours pour cette espèce malgré une forte augmentation des taux d'ensemencement (198 à 874 fretins/ha). Barton (1979) mentionne pour sa part que le fait de doubler les taux d'ensemencement de Truite arc–en–ciel de 1237 à 2471 fretins à l'hectare a entraîné une augmentation de la récolte des poissons d'âge 1+ de l'ordre de 65% mais une diminution de la taille de l'ordre de 10 à 15%.

Fraser (1972) a noté une baisse de 21 à 14% du retour des Ombles de fontaine ensemencés dans un lac sur une période de sept ans, coïncidant avec une augmentation des taux de 79 à 159/ha au cours de la dernière année; de la Moulac

a aussi été déversée à quelques reprises à des taux variant de 54 à 161/ha. De plus, l'auteur mentionne l'apparition d'une population de Perchaude lors de la dernière année. Dans ces circonstances, l'interprétation des résultats devient plus compliquée; toutefois la baisse observée suggère un dépassement de la capacité de support. Lors d'une autre étude, des ombles ont été ensemencés à des taux variés (32 à 134 fretins d'automne/ha), mais aucune relation n'a été décelée entre le nombre ensemencé et le pourcentage de retour (Fraser 1978a).

Andrews (1977) a observé que l'augmentation des taux de 300–315/ha à 580–590/ha (et donc, des coûts associés) n'a pas entraîné d'amélioration de la qualité de pêche de façon directement proportionnelle. D'autre part, la réduction des taux (de 300–315/ha à 130–180/ha) a semblé réduire la quantité de poissons, en terme de prises par unité d'effort.

Lors de déversements de type dépôt–retrait, Alexander (1973) a estimé que le retour des Ombles de fontaine ensemencés à la pêche sportive a été supérieur dans des lacs à taux d'ensemencement élevé comparativement à des lacs ensemencés à des taux modérés. L'auteur ne précise toutefois pas les taux utilisés. D'autre part, les résultats qu'il obtient semblent inévitables puisque la pêcherie des lacs "à taux élevé" dépend entièrement des ensemencements alors que les lacs "à taux modérés" supportent des populations d'ombles résidantes qui contribuent substantiellement à la récolte (97% des prises recensées). Lachance et Magnan (1990a) ont d'ailleurs démontré l'impact négatif des populations résidantes sur les ensemencements.

3.3.1.2 Croissance et rendement

Chez les salmonidés en général, la croissance est plus élevée dans les lacs où la densité de population est faible ou modérée, comparativement aux plans d'eau fortement peuplés (Potter et al. 1982). Zilliox et Pfeiffer (1956) ont ensemencé des Ombles de fontaine dans des lacs restaurés par empoisonnement à la roténone à des taux de 50–75/ha et de 90–250/ha. Ils ont observé une relation inverse entre la densité de la population d'ombles et la croissance. Dans des conditions semblables, les ombles domestiques ont démontré une bonne croissance à des densités

d'ensemencement ne dépassant pas 60–125 fretins d'automne (10 cm) à l'hectare (Keller 1979).

Selon les observations de Gowing (1974), les taux d'ensemencement doivent être bas si on veut obtenir une croissance maximale des individus. Des croissances satisfaisantes ont résulté d'ensemencements de jeunes fretins en juin à un taux de 238/ha; d'ensemencements d'automne d'ombles d'âge 1 au taux de 92/ha; et d'ensemencements de fretins d'automne à un taux de 194/ha. Dans une autre étude, de hautes densités d'ensemencement (1250/ha vs 126 et 244/ha) ont aussi réduit la croissance et la condition des Ombles de fontaine ensemencés (Gowing et Momot 1979). Toutefois la production d'ombles d'âge 2 est plus élevée dans les lacs ensemencés à un taux plus élevé. Plusieurs auteurs ont aussi trouvé que la croissance de l'Omble de fontaine était dépendante de la densité (Momot 1970; Potter et al. 1982). Ainsi, une croissance plus rapide et des facteurs de condition plus élevés ont été obtenus à un taux de 123 poissons/ha, alors qu'une faible croissance et des facteurs de condition peu élevés ont été associés à des taux de 1235/ha.

Andrews (1977) n'a pas observé de relation significative entre le taux d'ensemencement et les tailles moyennes à la capture, à l'intérieur des limites expérimentées (128 à 588/ha). Ainsi les taux n'ont pas été des déterminants directs de la taille le printemps suivant. Cette étude n'a pas non plus permis d'établir de relation entre la densité des populations et les mesures d'accroissement.

Une augmentation des taux ne donne pas nécessairement de rendements plus élevés. Fraser (1972) mentionne que le fait de doubler les taux pour l'Omble de fontaine (79/ha à 159/ha) et la Moulac (59–84/ha à 161/ha) dans un même lac a entraîné une baisse du rapport poids récupéré/poids ensemencé de 3,1:1 à 0,5:1 pour l'Omble, et de 6,3 à 0,9:1 pour la Moulac. Dans une autre étude de Fraser (1978a), la hausse des taux d'ensemencement des ombles d'âge 1 (de 32 à 130/ha) a entraîné une augmentation significative du retour en poids (2,9 à 4,8 kg par kg ensemencé). Toutefois, aucune corrélation de ce genre n'a été observée chez les fretins (Fraser 1978a).

Chez la Truite arc–en–ciel, Halverson et al. (1980) ont noté une augmentation de la production. Qvenild et Aasheim (1982) ont aussi pu observer une augmentation de la production et du rendement potentiel lorsque les densités d'ensemencement sont passées de 7/ha à 24/ha; toutefois, le rendement économique a décliné avec l'augmentation de densité. La croissance de cette espèce est aussi inversement reliée à la densité d'ensemencement (Mottley 1940; Anon. 1970; Barton 1979; Stringer et al. 1980; Donald et Anderson 1982; Potter et al. 1982; Bidgood and Barton 1982). A de faibles densités d'ensemencement, la croissance peut être indépendante du nombre de poissons déversés, alors qu'à de hautes densités d'ensemencement, la croissance est probablement réduite à cause de la compétition intraspécifique pour la nourriture ou l'espace. Conséquemment, une augmentation de la densité d'ensemencement devrait produire plus de petites truites, ou encore des truites de même taille en moins grand nombre. Il arrive toutefois un point où l'accumulation pourra accroître la mortalité dépendante de la densité et qu'un déversement supplémentaire n'augmentera ni la production, ni le nombre de truites (Donald and Anderson 1982). Enfin, Hesthagen et Johnsen (1989a) ont comparé la croissance de Truites brunes ensemencées en lac et ils ont attribué la croissance supérieure de l'un des groupes principalement à une plus faible densité de population et à une compétition moindre pour la nourriture.

3.3.2 Milieux lotiques

3.3.2.1 Survie et taux de retour

L'augmentation de densité entraînée par l'ensemencement de truites de pisciculture dans des eaux déjà habitées par une population résidante, peut entraîner un stress et une mortalité accrus (Potter et al. 1982). Les effets de la densité d'ensemencement sur la mortalité naturelle sont peu importants si le temps de résidence dans le cours d'eau est court, par exemple dans le cas d'une pression de pêche élevée, ou chez les salmonidés anadromes. Par contre, si le séjour doit se prolonger, la densité peut affecter la mortalité (Hume et Parkinson 1987).

Chez la Truite brune, Mortensen (1977) a noté que la mortalité élevée est dépendante de la densité et peut être reliée au comportement territorial. Ce

mécanisme jouerait surtout dans les premiers stades du cycle vital. Après cette période, la mortalité deviendrait relativement constante. Selon Petrosky (1984), les facteurs contrôlant l'abondance des Truites arc–en–ciel plus âgées ne seraient pas dépendants de la densité.

Hume et Parkinson (1987) ont étudié les effets d'une augmentation des densités d'ensemencement sur la croissance subséquente, la survie et la dispersion d'alevins de Truite arc–en–ciel anadrome élevés en pisciculture. Les faibles densités étaient de 0,13 et 0,14 alevins/m^2; les densités moyennes de 0,68 et 0,72 alevins/m^2; les densités élevées de 1,9 et 2,1 alevins/m^2. La mortalité des alevins après la première saison de croissance (1–3 mois) a augmenté avec les densités d'ensemencement les plus élevées. La survie, et à un degré moindre la croissance, a été réduite par les densités élevées parce que les alevins ne se sont pas déplacés vers les zones vacantes adjacentes. La mortalité après la deuxième saison de croissance (un an après le déversement) était indépendante de la densité, mais lors d'une crue importante, la mortalité s'est révélée dépendante de la densité. Après trois saisons de croissance (deux ans après le déversement), la mortalité a augmenté avec la densité: la survie a été de 12, 5 et 4% respectivement pour les densités faible (0,13–0,14/m^2), moyenne (0,68–0,72/m^2) et élevée (1,9–2,1/m^2). La densité à laquelle la mortalité augmente peut varier selon la productivité du cours d'eau.

Petrosky (1984) a étudié l'effet de divers taux d'ensemencement sur la survie et l'abondance des Truites arc–en–ciel. Dans un cours d'eau productif, des taux de 50 ou de 100 truites par section de 135 mètres n'ont pas affecté de façon détectable l'abondance, la dispersion, le taux de mortalité, le taux de croissance et le facteur de condition des truites résidantes. A un taux plus élevé de 400 poissons par section, le taux de mortalité des résidantes a été affecté significativement. Dans un cours d'eau peu productif, l'abondance des Truites fardées résidantes est demeurée stable après l'ensemencement de Truites arc–en–ciel à des taux de 50 ou 150 par section de 107 m. Leur abondance a toutefois diminué légèrement après le déversement de 500 Truites arc–en–ciel dans une fosse; le nombre de truites de pisciculture a baissé rapidement.

3.3.2.2 Croissance et rendement

Dans leur revue de littérature, Potter et al. (1982) rapportent qu'en milieu lotique, la croissance, le poids moyen et la condition des Truites arc–en–ciel sont corrélés négativement aux densités d'ensemencement. Au niveau du taux de croissance, l'étude de Petrosky (1984) confirme ces observations. Selon Hume et Parkinson (1987), la croissance semble aussi dépendre de la densité chez la Truite arc–en–ciel anadrome. Ils ont trouvé que les fretins étaient significativement plus petits après la première saison de croissance chez des groupes ensemencés à des densités élevées (1,9–2,1 alevins/m^2) que chez les groupes ensemencés à des densités faibles et moyennes (0,13–0,14/m^2 et 0,68–0,72/m^2).

3.3.3 Détermination des taux

Plusieurs auteurs ont proposé des formules pour calculer les quantités de poissons à ensemencer. En particulier pour le dépôt–retrait, ces formules incluent des variables liées aux statistiques de pêche sur la récolte, par exemple les prises par unité d'effort, la pression de pêche et le potentiel de capture, qui nécessitent un suivi serré de l'exploitation. Le lecteur intéressé pourra consulter Coles (1981), Cousins et al. (1981), Pawson (1982) et Small (1987) pour les petits lacs et réservoirs (< 250 ha); Kelly (1965), Engstrom–Heg et Engstrom–Heg (1984) pour les cours d'eau. La présente section expose quelques–unes des méthodes de détermination des taux d'ensemencement développées pour trois provinces canadiennes et deux états américains: l'Alberta, la Colombie Britannique, l'Ontario, le Maine et l'état de New York.

3.3.3.1 Alberta: Donald et Anderson (1982)

Donald et Anderson (1982) ont trouvé une corrélation positive et significative entre le poids moyen des Truites arc–en–ciel à 2 ans et les STD (solides totaux dissous), et une corrélation négative et significative entre le poids à 2 ans et l'altitude, ainsi qu'avec le nombre de truites ensemencées par année. Les résultats de la régression multiple pas à pas suggèrent qu'environ 28% de la différence inter–lacs en poids à l'âge 2 s'explique par la densité d'ensemencement, 41% par les STD et 7% par la profondeur moyenne.

Pour les lacs qui ont peu de potentiel pour la reproduction naturelle et qui n'ont pas de population résidante, les auteurs suggèrent d'utiliser le modèle suivant pour déterminer approximativement les taux d'ensemencement:

$$W_2 = -1{,}20 \cdot \text{Taux} + 6{,}34 \cdot \text{STD} - 90{,}77 \cdot Z + 758$$

Par exemple, si le poids désiré (W) pour les truites d'âge 2 est de 1000 g, les STD sont de 200 mg/l et la profondeur moyenne (Z) est de 5 m, alors la densité d'ensemencemenmt serait de l'ordre de 570 poissons/ha.

Les lacs dont les STD ne dépassent pas 50 mg/l ne produiront pas de poissons de grande taille à l'âge 2, et devraient être ensemencés à moins de 100 poissons/ha.

3.3.3.2 Colombie Britannique: Stringer et al. (1980)

Une évaluation des pratiques d'ensemencement pour la Truite arc–en–ciel avait déjà été réalisée de 1959 à 1963 pour estimer la capacité de support des lacs ensemencés, et déterminer quels nombres d'alevins (0,2 g), de fretins d'automne (1 g) et de poissons d'âge 1 (10 g), pouvaient produire un nombre déterminé d'adultes de taille recrutable. Cette première étude a permis d'élaborer une formule de calcul de la capacité de support, basée sur les STD et la longueur du rivage, et un ratio d'équivalence entre les stades de dix alevins, deux fretins d'automne et une truite d'âge 1 (10:2:1).

A partir de ces résultats, Stringer et al. (1980) ont expérimenté des taux d'ensemencement calculés selon une formule modifiée introduisant la superficie du littoral, la superficie totale et les STD comme paramètres clés. Il existe une bonne corrélation entre la productivité des lacs et les STD à l'intérieur des valeurs 50 et 250 mg/l, qui ont été considérées les valeurs limites dans la présente étude. La zone littorale (< 6 m) a été considérée dix fois plus productive que les autres zones du lac, ce qui donne la formule suivante:

$$\text{Nb total d'alevins} = (\text{STD} + 100) \cdot (24{,}7 \cdot S1 + 2{,}47 \cdot S2)$$

où S1 et S2 représentent la superficie du littoral et la superficie totale.

A partir de cette formule et du ratio 10:2:1, on détermine le nombre de fretins et de poissons d'âge 1+. Comme l'intensité d'ensemencement, spécialement dans les lacs à population allopatrique de Truite arc–en–ciel, affecte l'abondance des poissons et leur croissance, la politique de gestion déterminera jusqu'à un certain degré les taux d'ensemencement. La formule a été établie en prévision de la production de truites atteignant 20–25 cm à l'âge 2. L'analyse des taux de croissance semble appuyer la pertinence de la formule de capacité de support puisque la croissance et la survie compensent toujours les effets des taux d'ensemencement.

3.3.3.3 Ontario: OMNR (1982)

La section d'Aquaculture du Ministère des Ressources Naturelles de l'Ontario a tenté de développer des formules d'ensemencement basées sur la capacité de support des eaux et les taux d'exploitation, fondées sur les programmes d'évaluation de déversements antérieurs et qui pourraient s'adapter aux conditions rencontrées dans cette province. Les méthodes utilisées sont en fait des suggestions temporaires et empiriques dans l'attente de modèles plus précis, et doivent être révisées selon leur efficacité dans les différents milieux.

Une première méthode utilise directement les solides totaux dissous: quand les STD dépassent 100 mg/l, le taux est de 7 kg par hectare d'habitat propice (<6m), soit environ 350 poissons d'âge 1 à l'hectare (environ 20 g par poisson). Quand les STD ne dépassent pas 100 mg/l, le taux est de 4,5 kg/ha d'habitat propice (<6m), soit environ 225 poissons d'âge 1/ha (environ 20 g par poisson.

Une deuxième méthode fait appel à l'indice morphoédaphique (IME): le taux d'ensemencement en kg/ha sera équivalent à $0{,}94\sqrt{IME}$ (métrique). Par exemple, pour des poissons d'âge 1 pesant 20 g, cela équivaut à $47\sqrt{IME}$ (métrique) poissons/ha.

Ces valeurs peuvent être considérées comme les limites supérieures et doivent être ajustées à la baisse selon les conditions particulières du plan d'eau, les taux d'exploitation et les résultats des programmes d'évaluation.

Pour le dépôt–retrait, les taux seront basés principalement sur le taux d'exploitation ou les PUE (prises par unité d'effort), qui doivent être évalués individuellement pour chaque plan d'eau ensemencé.

3.3.3.4 Maine: Andrews (1977)

La méthode de calcul des taux utilisée dans l'état du Maine semble avoir été déterminée de façon empirique et cette approche a, semble–t–il, généralement soutenu une pêcherie satisfaisante. Andrews (1977) a tenté une expérience afin de raffiner et d'améliorer la formule, mais le projet ayant échoué à rencontrer les objectifs, on continue d'utiliser la méthode initiale. La formule générale est basée sur la productivité telle que mesurée par la superficie du littoral et déterminée comme suit:

> 370 fretins d'automne pour chaque hectare de 0 à 3 m de profondeur plus 124 fretins d'automne pour chaque hectare de 3 à 6 m de profondeur plus 50 fretins d'automne pour chaque hectare de plus de 6 m.

Cette formule donne généralement un taux usuel qui varie de 300 à 315 poissons par hectare de zone productive (i.e. < 6 m).

3.3.3.5 New york: Engstrom–Heg (1979a)

Les critères d'ensemencement des salmonidés déterminés en 1979 dans l'état de New York (Engstrom–Heg 1979a) reposent sur la pratique, l'expérience des biologistes de cet état et les programmes d'ensemencement antérieurs. Ces critères ne sont pas définitifs et sont sujets à des vérifications en nature et des révisions. Les ensemencements de soutien et d'introduction sont basés sur l'utilisation optimale de la capacité de support disponible pour les poissons de pisciculture, et doivent inclure un ajustement approprié pour le taux de retrait dû à la pêcherie. Les ensemencements pour le dépôt–retrait se font à un taux qui assure un succès moyen d'une truite pour 2 heures de pêche.

Dans les plans d'eau, les taux sont basés sur l'indice morpho–édaphique parce que cet indice est relié au rendement et probablement à la capacité de support (Ryder

1965; Engstrom–Heg 1979a). Dans l'état de New York, le rendement estimé varie de 1,5 kg/ha avec des STD de 50 ppm et une profondeur moyenne de 3 mètres; à 15 kg/ha avec des STD de 500 mg/l et une profondeur moyenne de 3 mètres. Le taux de base a été fixé arbitrairement à 41,25√IME fretins à l'hectare, ce qui donne des taux maximum variant de 70 à 700 fretins d'automne à l'hectare selon la productivité. Des expériences d'ensemencement ont montré une bonne croissance quand les taux se rapprochaient des taux recommandés ou leur étaient inférieurs, et la croissance était faible quand les taux dépassaient les valeurs recommandées. Les taux optimaux seraient donc plus bas. En supposant une survie annuelle de 50%, les gestionnaires ont fixé les taux suivants: 41,25√IME/ha pour les fretins; 20,625√IME/ha pour les poissons d'âge 1; et pour les ensemencements mixtes, 24,75√IME fretins/ha et 12,375√IME poissons d'âge 1/ha. Les taux de base peuvent être modifiés selon l'abondance des espèces compétitrices, le taux de croissance des truites, la règlementation et le recrutement naturel. Le taux d'ensemencement pour une introduction peut être le double du taux de base, peu importe la pression anticipée.

On ne recommande pas les ensemencements d'Omble de fontaine dans les plans d'eau qui supportent des populations de poissons d'eau fraîche, sauf s'il y a un historique de bonne croissance, de bonne survie et de bons retours pour cette espèce. Le taux de base est alors de 13,75√IME poissons d'âge 1 à l'hectare.

En ce qui concerne le dépôt–retrait, on ensemencera les petits plans d'eau (<40 ha) où le taux d'exploitation retire 90% du stock ensemencé dans les 60 jours suivant le déversement; ces sites sont caractérisés par une faible qualité d'habitat ou de fertilité et par une forte demande du public. Les taux sont calculés selon une formule adaptée empiriquement de Kelly (1965) et qui tient compte d'un succès moyen de une truite pour deux heures de pêche et d'un retour de 75%. La formule de Kelly (1965), développée pour les cours d'eau fortement exploités, est basée sur les statistiques de pêche. Cette formule a été testée expérimentalement et a donné de bons résultats. La formule suggérée par Engstrom–Heg (1979a) est la suivante: $S=P(.5)/.75$, où S est le nombre de poissons à ensemencer et P est l'effort de pêche en heures. On recommande des ensemencements périodiques de façon à éviter une accumulation de biomasse supérieure à 112 kg/ha pour les cours d'eau, et à 56 kg/ha pour les étangs. Le retour en nombre doit être au moins de 75% pour autoriser la poursuite du programme.

Dans les cours d'eau, les taux pour les ensemencements de soutien sont calculés selon un indice qui tente de quantifier la capacité de support. L'indice, appelé WNHF est basé sur des données récoltées lors d'inventaires sur de courts segments. A chaque segment ou station est assigné un chiffre obtenu en multipliant quatre facteurs clés, chacun pouvant prendre une valeur de 1 à 3. Ces facteurs sont:

W: pour wild; abondance du recrutement naturel
N: pour non–trout; compétition des autres espèces
H: pour habitat; qualité physique de l'habitat (morphométrie)
F: pour fertilité; facteurs chimiques, biologiques, thermiques contribuant à la productivité

Le taux d'ensemencement pour une section de cours d'eau est obtenu en faisant la moyenne des stations échantillonnées, et en consultant une table des taux par unité de surface, puis en multipliant ce taux par la superficie accessible à la pêche. Il n'y a pas d'ensemencement à des densités supérieures à la capacité de support estimée pour le milieu, ou à des densités qui inhiberont la croissance (Engstrom–Heg 1979b). Un faible retour d'une saison sur l'autre indique plutôt une faible viabilité des poissons ensemencés qu'un faible taux d'exploitation. Ceci peut résulter d'une mauvaise condition des poissons déversés, des circonstances entourant le déversement, ou de la prédation et/ou de la compétition par les poissons résidants.

3.3.3.6 Remarques sur le calcul de la productivité

Plusieurs des formules que nous venons de voir s'appuient sur la capacité de support du milieu et sur le pouvoir prédictif de variables comme les STD ou l'IME. Il importe de faire le point sur l'applicabilité à nos milieux des modèles empiriques de prédiction du rendement en poisson. Les informations qui vont suivre sont adaptées en grande partie d'une revue non publiée de Lacasse sur l'approche des déterminants et des modèles empiriques en écologie (Sylvain Lacasse, Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques, Département de chimie–biologie, Université du Québec à Trois–Rivières, comm. pers.):

> Selon Ryder (1982), l'IME s'applique mal au niveau infra–régional où un facteur morphométrique ou édaphique seul performe mieux que leur combinaison. Dans les lacs où le phosphore est limitant, celui–ci devrait remplacer les STD dans le calcul de l'IME. On pourrait même utiliser un facteur biotique au numérateur, comme la biomasse de zoobenthos (Matuszek 1978; Hanson and Leggett 1982). Peu importe l'indice utilisé, la précision des prédictions est meilleure si les lacs sont homogènes (Jones and Hoyer 1982). Un autre déterminant, l'effort de pêche, peut expliquer de 70 à 90% du rendement en Omble de fontaine (Godbout et Peters 1988). Enfin, un modèle récent (Christie et Regier 1988) utilise la notion d'habitat thermique comme déterminant, tant du rendement d'espèces benthophages que d'espèces pélagiques.

Selon Stringer et al. (1980), il serait préférable de calculer la productivité en séparant la production benthique (zone littorale) et la production associée à la colonne d'eau (zone pélagique), si on veut obtenir une manière convenable de comparer plusieurs lacs. L'altitude, qui est liée à la température moyenne, serait aussi un facteur important à considérer (Stringer et al. 1980; Donald and Anderson 1982).

Mais le fait le plus important à considérer est que la plupart des populations indigènes de salmonidés se trouvent dans des lacs du plateau précambrien dont les STD ne dépassent pas 50 mg/l (OMNR 1982). Des estimations de la biomasse de poissons dans ces lacs ont varié de 35,2 à 50,8 kg/ha, ce qui est représentatif des lacs à Ombles de fontaine et indique une faible productivité comparativement aux lacs et réservoirs d'eau fraîche (Fraser 1981b). Une prédiction approximative du rendement annuel (kg/ha) pourrait être obtenue par la formule suivante: $Y=1.4(\text{IME métrique})^{0.45}$ (OMNR 1982). Toutefois, certaines réserves ont été émises plus haut quant à l'utilisation de l'IME, sans compter que les STD sont liés à la productivité dans les limites de 50 à 250 mg/l (Stringer et al. 1980). A ce jour, aucun modèle ne s'est avéré satisfaisant pour prédire le rendement dans les lacs à Omble de fontaine du Québec (Godbout and Peters 1988). Dans les réserves Mastigouche et Saint–Maurice (Québec), le rendement de pêche sportive est d'environ 5,3 kg/ha/an dans les lacs supportant des populations allopatriques d'Omble de fontaine (Magnan 1989). Le rendement des plans d'eau soutenus par des ensemencements peut être plus élevé. L'applicabilité d'une des formules citées plus haut reste à déterminer. Les connaissances actuelles ne permettent pas encore le développement d'une formule spécifique à nos milieux. Certains espoirs peuvent être fondés sur les travaux

touchant les déterminants de l'abondance de l'Omble de fontaine (Lacasse et Magnan, comm. pers.).

3.4 Distribution spatio–temporelle

3.4.1 Période d'ensemencement

Le choix de la période d'ensemencement est un facteur important pour assurer une survie maximale. Si les retours peuvent être affectés différemment selon le type de plan d'eau, les ensemencements de printemps produisent généralement de meilleurs résultats que les ensemencements d'automne, quoiqu'une part de ces avantages soient dus à la taille plus grande des poissons ensemencés à cette période (OMNR 1982). En fait, il est souvent difficile de différencier les effets de la taille de ceux de la saison, même dans les études les plus rigoureuses (Hume and Parkinson 1988).

3.4.1.1 Milieu lentique

En milieu lentique, la saison optimale varie selon l'espèce, pour un stade donné. Selon la revue de Potter et al. (1982), la survie est significativement meilleure au printemps qu'en automne pour des ensemencements de Truite arc–en–ciel de tailles semblables. Borgeson (1966) révèle même que le pourcentage de retour des fretins ensemencés en juillet, août et septembre dans un réservoir californien, diminue fortement pour chaque mois passé en pisciculture, malgré l'augmentation de la taille à l'ensemencement. L'étude de Hesthagen et Johnsen (1989b) montre aussi une survie significativement plus élevée chez les fretins de Truite brune ensemencés à l'été comparativement aux fretins ensemencés à l'automne.

Chez l'Omble de fontaine, Alexander (1973) a enregistré une récolte égale des poissons de grande taille (environ 35 cm) ensemencés à l'automne et au printemps. Les différences de survie en fonction de la saison semblent s'estomper à l'atteinte d'une taille critique (Potter et al. 1982), mais elles restent sensibles chez les Ombles de plus petite taille (environ 20 cm et moins). Ainsi, la survie des poissons d'âge 1 ensemencés l'hiver est plus faible que la survie de la même classe d'âge ensemencée deux mois plus tard en eau libre dans les mêmes lacs (Fraser 1976).

Les ensemencements d'hiver sont à déconseiller parce qu'ils engendrent une mortalité élevée (Johnson 1978). Les retours des poissons d'âge 1 ensemencés au printemps sont plus élevés que les retours des fretins d'automne (Fraser 1976; 1978a). Toutefois, la croissance et le rendement des fretins ensemencés à l'automne étaient meilleurs que ceux de la même classe d'âge ensemencée au printemps suivant, lors de leur capture de juillet à septembre. En fait, le choix de fretins d'automne est une alternative intéressante à considérer lorsque les risques de compétition ou de prédation sont minimes. Johnson (1978) ainsi que Valiant et Smith (1983) favorisent cette saison afin de réduire la mortalité due à la prédation par les oiseaux. Par ailleurs, Gowing (1986) a observé une survie annuelle aussi élevée que 63% pour des fretins déversés à l'automne au Michigan. Schofield et al. (1986) ont obtenu une survie de 60% à 80% pour des fretins d'automne ensemencés dans des lacs de l'état de New York traités à la chaux. Dans une autre expérience du même type, cette dernière équipe de chercheurs relève une survie de 35% pour des fretins ensemencés au début de l'été (Gloss et al. 1989). Cette faible performance comparativement aux ensemencements d'automne dans les mêmes milieux est attribuée à des conditions d'été sous–optimales et à un brassage incomplet des eaux.

Plusieurs facteurs déterminent la date optimale: la productivité des eaux réceptrices, la disponibilité de nourriture, la température de l'eau, la taille des poissons disponibles à la pisciculture, la prédation et la compétition (Stringer et al. 1980; Grande et al. 1982; OMNR 1982; Potter et al. 1982; Hesthagen and Johnsen 1989b). Les différences saisonnières dans la survie peuvent être reliées à des différences correspondantes au niveau de la disponibilité de nourriture. Dans les lacs oligotrophes, la disponibilité de nourriture serait plus faible à l'automne qu'au printemps (Magnan 1989). Une compétition plus intense vers la fin de l'automne pourrait expliquer la faible survie des fretins de Truite arc–en–ciel (Stringer et al. 1980) et de Truite brune (Hesthagen and Johnsen 1989b).

3.4.1.2 Milieu lotique

En milieu lotique, les ensemencements d'automne donnent des pourcentages de recapture moins élevés que ceux de printemps ou d'été, tant chez l'Omble de fontaine que chez la Truite arc–en–ciel ou la Truite brune (Cresswell 1981; Potter et al. 1982). La revue de Cresswell (1981) porte sur 31 études et ses conclusions sont assez claires sur ce point. Comme pour les ensemencements de fretins (ici, <20 cm), les déversements d'automne exposent les poissons de taille dépôt–retrait (>20 cm) aux risques de la mortalité d'hiver, avant que la population ne soit soumise à la pression de pêche. De plus, les poissons ensemencés à l'automne se déplacent en plus grand nombre et sur de plus grandes distances que les poissons capturés peu de temps après l'ensemencement.

D'après Cresswell (1981), il semble y avoir peu de différences entre les espèces au niveau des pourcentages de recapture, ou entre les déversements de printemps effectués avant et pendant la saison de pêche. Toutefois, Potter et al. (1982) rapportent des retours plus élevés pour des Ombles de fontaine, des Truites arc–en–ciel et des Truites brunes d'âge 1 et 2 ensemencés avant plutôt que pendant la saison de pêche (83% contre 60–77%). D'autre part, une étude de Cresswell et Williams (1982) démontre que le pourcentage de retour des Truites brunes ensemencées une semaine avant l'ouverture de la pêche est significativement plus élevé que celui des poissons déversés trois semaines auparavant. Selon ces auteurs, les retours les plus élevés sont obtenus avec des déversements effectués durant la saison de pêche, viennent ensuite les déversements de printemps et enfin, les taux les plus bas proviennent d'ensemencements d'automne. En terme de retour, il n'y a pas d'avantages à libérer les poissons trop longtemps avant le début de la saison de pêche. Cette décision dépend toutefois des objectifs recherchés: obtenir un meilleur rendement monétaire, ou offrir une pêche plus sportive en laissant les poissons s'adapter à leur nouvel environnement avant de les soumettre à la pression de pêche (Cresswell and Williams 1982).

3.4.2 Fréquence et durée

La fréquence des ensemencements va aussi affecter les taux de retour. Dans les ensemencements de type soutien en milieu lentique, il peut être plus efficace d'ensemencer aux deux ans ou même aux trois et quatre ans (Stringer et al. 1980; Grande et al. 1982; Ihssen et al. 1982; OMNR 1982; Fraser and Rumsey 1988). Ceci est d'autant plus vrai dans les milieux où les taux de croissance sont lents, et/ou les taux d'exploitation relativement bas. En effet, la faible performance des déversements intermédiaires en terme de survie et de croissance, suggère qu'il existe une compétition entre les stocks ensemencés durant deux ou plusieurs années consécutives (Stringer et al. 1980; Ihssen et al. 1982). Fraser et Rumsey (1988) ont aussi observé que la croissance des Ombles de fontaine ensemencés annuellement durant trois ans dans un petit lac oligotrophe a diminué du premier déversement au dernier; selon ces auteurs, c'est un fait auquel on doit s'attendre lors de déversements annuels. Lachance et Magnan (1990a) ont démontré la présence d'une compétition intraspécifique de la part des ombles résidants des lacs ensemencés. Il faut donc tenir compte de la présence des ombles qui sont devenus résidants suite aux ensemencements antérieurs. De fait, les ensemencements dans des années successives ne devraient être employés que si chaque déversement est fortement exploité, l'année suivant immédiatement le déversement. Dans le cas contraire, le deuxième ensemencement ne contribuera que marginalement à la pêcherie (Ihssen et al. 1982).

Les recommandations sont tout à fait différentes pour le dépôt–retrait, tant en milieu lentique que lotique. Dans ce cas, il est préférable d'ensemencer à plusieurs reprises durant la saison de pêche. Certains auteurs suggèrent d'effectuer des déversements fréquents à des taux suffisants pour maintenir le succès attendu ou pour maintenir l'effort de pêche (Cresswell and Williams 1982; Pawson 1982; Ersbak and Haase 1983). Cette stratégie a le double avantage de satisfaire les pêcheurs et de faciliter la gestion de la pêcherie. D'autres auteurs recommandent aussi des ensemencements périodiques répartis selon la distribution de l'effort de pêche (Borgeson 1966; Alexander et Shetter 1969; Engstrom–Heg 1979a; Potter et al. 1982).

3.4.3 Méthode et localisation

La littérature consultée ne contient que très peu d'information sur les méthodes d'ensemencement en milieu lentique. En tenant compte de la date et de la période de l'ensemencement, le facteur le plus important à considérer est la température de l'eau (OMNR 1982). Selon Borgeson (1966), les poissons ensemencés en lac se disperseraient assez rapidement. Logiquement, s'il y a possibilité de prédation, on devrait choisir des sites où le couvert est suffisant. Enfin, Potter et al. (1982) font mention de données contradictoires quant à la relation entre les méthodes de déversement en lac (spot ou scatter–planting) et les taux de retour.

En cours d'eau, la majorité des poissons des trois espèces (Omble de fontaine, Truite arc–en–ciel, Truite brune) demeurent près des sites de déversement dans les périodes où l'eau est plus chaude (13–24°). Par contre, lorsque l'eau est plus froide (5–12°), l'Omble de fontaine et la Truite arc–en–ciel montrent une plus forte tendance à se déplacer vers l'aval (Cresswell 1981; Helfrich and Kendall 1982). Les déplacements vers l'aval semblent aussi plus marqués lors de crues ou de débit plus élevé (Helfrich and Kendall 1982). De façon générale cependant, les salmonidés ensemencés en cours d'eau ne se déplacent pas loin des sites de déversement et les distances parcourues sont habituellement inférieures à 1 km (Borgeson 1966; Cresswell and Williams 1982; Helfrich and Kendall 1982; Cresswell and Williams 1984; Hume and Parkinson 1987). Dans sa revue, Cresswell (1981) mentionne pour sa part qu'une plus faible proportion d'Ombles de fontaine et de Truites arc–en–ciel que de Truites brunes, est recapturée à moins de 4,5 km du site d'ensemencement. Les deux premières espèces montreraient aussi une tendance plus marquée à l'avalaison que la Truite brune. Une plus grande dispersion est observée chez les poissons des trois espèces qui ont hiverné dans le cours d'eau avant leur capture, qui ont été déversés en eau froide, ou qui ont été ensemencés dans les parties supérieures du cours d'eau (Cresswell 1981). Cresswell et Williams (1983) ont montré que la rétention en cages 24 heures avant le déversement de Truites brunes a résulté en un pourcentage plus élevé de recaptures et à une dispersion moindre dans un cours d'eau lors des conditions de faible débit, mais n'a pas eu d'effet dans des conditions de débit plus élevé.

Les Ombles de fontaine ensemencés dans les rapides montrent une tendance à se déplacer plus que ceux déversés dans les bassins (Helfrich and Kendall 1982). Il semble de plus que les déplacements vers l'aval soient plus marqués lors de crues ou de débits plus élevés. Particulièrement chez cette espèce, la chute d'abondance et les mouvements d'avalaison sont associés avec un couvert déficient, des fosses insuffisantes et un débit élevé dans les parties supérieures des cours d'eau (Cresswell 1981; Gibson et al. 1987). Autrement, la plupart des Ombles sont relativement sédentaires et même s'ils peuvent entreprendre des migrations saisonnières, plusieurs études montrent une forte allégeance à des aires de résidence d'été, d'année en année (Krueger et Menzel 1979; Helfrich and Kendall 1982; Moore et al. 1985).

D'autre part, le potentiel de capture des poissons ensemencés est grandement influencé par les méthodes de déversement (Borgeson 1966). La pratique du déversement par dispersion (scatter–planting) plutôt qu'en lots (spot–planting) peut améliorer la survie en distribuant les poissons sur une plus grande superficie d'habitat, et ainsi réduire la compétition intraspécifique au sein des poissons nouvellement ensemencés (OMNR 1982) ou avec les populations résidantes (Petrosky 1984). Par exemple, la survie des alevins de Truite arc–en–ciel anadrome a été réduite par les densités élevées parce que les alevins ne se sont pas déplacés vers les zones vacantes adjacentes (Hume and Parkinson 1987). Quand le déversement est localisé en un seul point, il y a peu de dispersion et les densités restent élevées près du site de dépôt. Selon Hume et Parkinson (1987), il y a des indications que la tendance à se disperser ne soit présente que chez les alevins nouvellement éclos, pas chez ceux élevés un ou deux mois en pisciculture. La faible dispersion des alevins suggère que les sites de déversement ne devraient pas être distants de plus de 500 m, de façon à utiliser au maximum la capacité du cours d'eau. Cresswell et Williams (1982) ont montré que la majorité des poissons ensemencés sont demeurés à moins de 500 m des sites de déversement, peu importe la méthode utilisée (spot ou scatter). Il n'y a pas eu de différence significative entre les distributions des poissons déversés en lots et celles des poissons déversés par dispersion. Cependant, le pourcentage de retour global du groupe déversé en lots était significativement plus élevé que celui du groupe déversé par dispersion. Ces auteurs recommandent donc de procéder à quelques

déversements en lots afin d'éviter une exploitation rapide des poissons déversés et afin d'étendre les bénéfices des ensemencements à une plus grande longueur de rivière. Un compromis entre les deux méthodes est souhaitable, compte tenu des plus faibles retours du déversement par dispersion. La méthode recommandée est de distribuer des lots de 100 poissons à intervalle régulier le long du cours d'eau.

4. MÉCANISMES IMPLIQUÉS

Cette revue met en évidence que de nombreux mécanismes peuvent être impliqués dans le succès des ensemencements et que chacun d'entre eux peut agir sous l'effet de plus d'une modalité. Par exemple, le comportement alimentaire peut expliquer partiellement la survie et la croissance en relation avec la lignée des poissons ensemencés, avec leur taille ou encore avec les méthodes de déversement. La présente section veut simplement rappeler brièvement les principaux mécanismes et comment ils peuvent agir sur les performances après ensemencement.

4.1 Potentiel du milieu récepteur

Plusieurs auteurs ont reconnu l'importance de la productivité de base des plans d'eau dans le succès des ensemencements (Andrews 1977; Stringer et al. 1980; Fraser 1981b; Donald and Anderson 1982; Gowing 1986). De fait, la plupart des méthodes de détermination des taux s'appuient sur la capacité de support du milieu, par le biais de l'indice morpho–édaphique, ou de la superficie d'habitat propice (section 3.3.5). L'importance du potentiel du milieu récepteur est particulièrement mise en évidence par les auteurs s'intéressant aux milieux lotiques. Ainsi, dans des cours d'eau ensemencés pour la production de truites d'un an, Utschick (1984) affirme que la densité dépend seulement de la capacité de support du milieu et de l'âge des jeunes truites. Selon Hume et Parkinson (1987), la densité d'ensemencement à laquelle la mortalité augmente peut varier selon la productivité du cours d'eau. Par ailleurs, la superficie des habitats d'élevage propices disponible aux premiers stades serait l'un des deux principaux facteurs régissant et limitant les populations de Truites brunes juvéniles, l'autre facteur étant la mortalité dépendante de la densité, causée par le comportement territorial des premiers stades (Mortensen 1977).

Chez l'Omble de fontaine, Gibson et al. (1987) ont observé que la biomasse relative pourrait s'accroître dans les cours d'eau d'ordre inférieur à 4, avec l'augmentation du degré de couverture, une meilleure stabilité du débit et l'augmentation de la profondeur moyenne ou du nombre de fosses. Ces résultats sont semblables à

ceux de Binns et Eiserman (1979) qui ont établi un modèle prédictif de la biomasse de quatre salmonidés du Wyoming (Omble de fontaine, Truite arc-en-ciel, Truite brune, Truite fardée, Salmo clarki). Les Ombles de fontaine semblent contrôler leur biomasse en relation avec la capacité de support principalement par une réponse au niveau de la densité (par conséquent la survie, principalement aux stades fretin et 1+) et aussi au niveau de l'âge à la maturité, du poids et du facteur de condition, mais semble-t-il pas au niveau de la taille (Gibson et Dickson 1984).

4.2 Comportement alimentaire et territorial

La diminution de la ressource explique en partie le choix d'ensemencer les plans d'eau une année sur deux (Grande et al. 1980; Gloss et al. 1989). L'introduction d'Ombles de fontaine dans un lac chaulé a entraîné la disparition presque totale de Chaoborus americanus qui était l'invertébré dominant de la colonne d'eau avant le chaulage (Gloss et al. 1989). L'abondance du zooplancton dans le régime des Ombles suggère aussi que les plus grosses proies ont pu devenir moins abondantes. Evans (1989) a documenté des baisses dramatiques de population de macroinvertébrés après introduction des poissons.

La malnutrition due à un faible succès de recherche de nourriture de la part des poissons élevés en pisciculture est probablement l'une des principales sources de mortalité après ensemencement (Bachman 1982; Ersbak et Haase 1983; Hesthagen et Johnsen 1989a). Ainsi, contrairement aux Truites brunes résidantes, les truites de pisciculture introduites à des fins expérimentales se nourrissent moins, se déplacent plus, et ne profitent pas dans une aussi large mesure des particularités du substrat qui minimisent les coûts d'utilisation (Bachman 1982). Le haut coût énergétique associé à ce comportement serait la principale cause de mortalité chez les truites de pisciculture ensemencées en cours d'eau. Lachance (1989) mentionne que ce comportement se produirait durant la période suivant de peu le déversement.

Par ailleurs, le comportement territorial jouerait aussi un rôle dans le succès des ensemencements (Mortensen 1977). Selon Ersbak et Haase (1983), les truites de pisciculture seraient plus actives et plus agressives que les truites résidantes. Ce comportement entraîne une dépense supplémentaire d'énergie, une alimentation moins fréquente, et une plus grande exposition aux prédateurs. Le faible succès

des truites domestiques est probablement lié à une combinaison de ces facteurs physiologiques et comportementaux (Ersbak et Haase 1983). Les comportements nuisibles sont l'absence de réflexe de fuite, la fréquentation de la zone près de la surface; une inaptitude à former des hiérarchies ou à tenir sa position dans l'environnement naturel du cours d'eau; une activité excessive; et des niveaux agonistiques élevés.

4.3 Déplacements

Selon Potter et al. (1982), l'ampleur des déplacements après ensemencement affecterait probablement le taux de retour chez la Truite arc–en–ciel. Dans un plan d'eau récemment chaulé, Gloss et al. (1989) ont estimé qu'environ 30% du nombre estimé des Ombles de fontaine d'âge 1+ avaient émigré du lac au premier automne après l'ensemencement. En cours d'eau, les Truites contrôleraient leur densité par l'émigration de tous les individus qui sont en excès des ressources (Mesick 1984). Pour l'Omble de fontaine et la Truite arc–en–ciel, les déplacements sont probablement liés à des facteurs environnementaux, tels la température et le débit, mais ils peuvent aussi être une expression de caractéristiques héritées (Cresswell 1981; Helfrich and Kendall 1982).

4.4 Compétition

La compétition est probablement le principal facteur limitant la survie et la croissance des salmonidés ensemencés, lorsque les conditions physico–chimiques sont adéquates. Lachance et Magnan (1990a) ont démontré que les Ombles de fontaine indigènes et les Meuniers noirs avaient un impact significatif sur les ombles ensemencés. Ces auteurs ont observé que le taux de recapture, le pourcentage d'augmentation en poids et le rendement étaient inversement corrélés à l'abondance relative des Ombles de fontaine indigènes et à la présence du Meunier noir. De plus, une corrélation inverse entres les variables mesurées et le nombre de compétiteurs potentiels indique que l'impact des compétiteurs est additif. Le taux de recapture des ombles ensemencés est environ quatre fois plus élevé dans les lacs ne contenant pas de compétiteurs que dans les lacs contenant du Meunier noir et de l'Omble de fontaine indigène alors que l'augmentation en poids est près de trois

fois plus élevée et le rendement plus de neuf fois plus élevé. Les performances étaient intermédiaires dans les lacs contenant seulement de l'Omble de fontaine indigène (Lachance and Magnan 1990a).

Pour l'Omble de fontaine, certains poissons introduits, tels la Perchaude, le Meunier noir ou le Mulet à cornes (Semotilus atromaculatus), sont des compétiteurs plus nocifs que les autres espèces. Fraser (1978b) a observé que la compétition avec la Perchaude réduit de façon dramatique le taux de croissance et la survie des Ombles de fontaine ensemencés, donc le rendement et le retour en poids. Les gestionnaires du MLCP et les pourvoyeurs connaissent d'ailleurs les effets désastreux de l'introduction de Perchaude dans les lacs à Omble de fontaine (Jean–Paul Blais, MLCP, comm. pers.).

Au niveau des mécanismes impliqués dans la compétition interspécifique, les travaux de Magnan (1989) sur des populations naturelles ont démontré que le Mulet et le Meunier se nourrissent davantage de zoobenthos, forçant l'Omble à s'alimenter sur le zooplancton, qui est une ressource apparemment moins énergétique. Les mécanismes responsables sont liés au comportement alimentaire et à la morphologie. Alors que l'Omble démontre un comportement agressif lorsqu'elle découvre une tache de nourriture, le Mulet adopte plutôt un comportement de facilitation sociale. D'autre part, l'Omble tend à sélectionner les plus grosses proies de la ressource, alors que le Meunier filtre les sédiments, se nourrissant ainsi de l'ensemble des proies disponibles. Quant à la morphologie, la bouche infère du Meunier et celle subterminale protractile du Mulet comparativement à la bouche terminale de l'Omble, favorisent nettement les deux premières espèces pour se nourrir sur le fond (Magnan 1989).

Dans certains cours d'eau, Potter et al. (1982) rapportent que des populations indigènes d'Omble de fontaine ont été éliminées lorsqu'on y a introduit la Truite brune (Kaeding 1980, Fausch and White 1981). D'autre part, les retours d'Ombles ensemencés sont faibles dans les cours d'eau et les lacs où il y a des Truites arc–en–ciel résidantes (Potter et al. 1982). Plusieurs autres travaux font état de la faible performance après ensemencement en présence de compétiteurs (Fraser 1972, 1978a, 1980, 1981a; Fraser and Rumsey 1988). Fraser (1978a) a montré que les

retours d'Ombles ensemencés d'âge 1 et 0+, dépendent de la présence d'espèces compétitrices résidantes (Meunier noir, Cyprins, Salmonidés et poissons épineux). Quand il y a peu de compétition, le rendement est de 3 kg pour chaque kg de poissons d'âge 1 déversés; le retour est de 3,5 à 4,8 kg pour chaque kg de 0+. Par contre dans les lacs à Meunier noir, le retour a été moindre que le poids ensemencé. Peut–être les espèces résidantes utilisent–elles la plus grande part des ressources alimentaires disponibles, quoique ceci reste difficile à démontrer. Malgré que les Ombles aient atteint la taille recrutable assez rapidement, leur nombre a été fortement réduit par la mortalité naturelle. Alexander (1975) a pour sa part observé une diminution de la croissance et de la condition des Truites arc–en–ciel ensemencées, coincidant avec une baisse de la ressource alimentaire et une augmentation du nombre des Meuniers et des Cyprins.

Chez la Truite arc–en–ciel, de faibles rendements observés après plusieurs années d'ensemencements de fretins dans un réservoir ont été attribués à deux facteurs: la prédation par les Truites brunes résidantes et la compétition avec le Kokani pour le zooplancton, ressource apparemment limitante (Stuber et al. 1985). Le zooplancton pélagique est la principale source de nourriture des petites Truites arc–en–ciel en milieu lentique. Le Kokani a un avantage compétitif sur la Truite arc–en–ciel lorsqu'il s'agit de s'alimenter de zooplancton, puisqu'il possède un plus grand nombre de branchiténies.

Lachance et Magnan (1990a) ont démontré clairement le rôle important joué par la compétition intraspécifique dans le succès des ensemencements d'Omble de fontaine. Fraser (1972) a observé que la survie et le taux de retour à la pêche des Ombles de fontaine ensemencés étaient les plus faibles dans les lacs à communauté complexe, incluant les populations indigènes d'ombles. Enfin, Gowing (1986) a trouvé qu'une petite population d'ombles résidants (3 à 25/ha) n'avait pas d'impact sur la survie des ombles ensemencés, mais que leur présence affectait la croissance des poissons déversés en réduisant l'abondance des invertébrés benthiques. Chez la Truite brune, la mortalité a été considérablement plus élevée pour les poissons ensemencés dans un lac où il y avait présence de Truites résidantes (Hesthagen and Johnsen 1989a, 1989b).

4.5 Prédation

La prédation est souvent le fait des Oiseaux et des Mammifères plutôt que des autres Poissons, et elle peut réduire de façon considérable la survie des salmonidés ensemencés (Alexander and Shetter 1969; Fraser 1972; Valiant and Smith 1983). La prédation par la Sterne commune (Sterna hirundo) a contribué à des taux de mortalité variant de 60 à 90% chez des Truites arc-en-ciel ensemencées dans de petits lacs eutrophes des Prairies canadiennes (Potter et al. 1982). Gowing (1986) a attribué la faible survie d'Ombles de fontaine de lignée indigène et hybride déversés en lacs à la prédation par les Oiseaux. Mais c'est en milieu lotique que l'effet des prédateurs semble être le plus courant et avoir le plus d'impact (Alexander 1979).

Alexander (1979) a étudié pendant dix ans les populations d'Omble de fontaine et de Truite brune d'un cours d'eau du Michigan pour identifier les raisons des mortalités élevées généralement observées dans des milieux semblables (échantillon de 25 ensembles de données; taux moyen de mortalité annuelle dans les populations naturelles d'Ombles: 88%; de Truites brunes: 71%). Cette étude a montré que les prédateurs naturels étaient responsables de la plus grande part de la mortalité des fretins d'automne et des stades ultérieurs. La mortalité entre le dépôt des oeufs et le stade fretin d'automne n'a pu être expliquée. Les Becs-scie (Mergus merganser), les Grands Hérons (Ardea herodias), les Visons (Mustela vison), et les Loutres (Lutra canadensis) prélèvent surtout les poissons de grande taille, alors que les Martins-pêcheurs (Ceryle alcyon) et les Truites brunes de grande taille s'attaquent davantage aux petits poissons. Les prédateurs tuent plus de Truites et d'Ombles que les pêcheurs sportifs, et de hauts taux de mortalité sont observés, peu importe que la règlementation soit restrictive ou pas. Selon Alexander (1979), il semble que la prédation compense pour une plus faible pression de pêche, engendrant peu de différence dans la survie annuelle, quelque soit l'effort. L'auteur affirme aussi qu'un petit nombre de prédateurs naturels suffit à exercer un impact considérable sur les populations de salmonidés. En effet, les Oiseaux et les Mammifères, pourtant peu nombreux dans le système, ont prélevé une plus grande part de la population malgré que les Truites brunes et les pêcheurs soient les prédateurs les plus abondants.

Par ailleurs, une étude allemande (Utschick 1984) a démontré que les Hérons ne prélèvent qu'un faible pourcentage des truites ensemencées dans un cours d'eau, et qu'ils n'influencent pas la densité de la population. Utschick (1984) suggère de vérifier le taux de blessures par les Hérons avant d'ensemencer. Si le taux est élevé, il est préférable d'améliorer d'abord la capacité écologique en augmentant la diversité structurelle (i.e. par plantations d'arbustes ou d'arbres sur les rives, par dépôt de pierres ou creusage de cavités dans le lit du cours d'eau pour augmenter les abris). Les blessures indiqueraient une faible qualité d'habitat et l'échec des populations de Truites dans les cours d'eau est attribué à de mauvaises conditions écologiques, non pas à la pression de chasse des Hérons (Utschick 1984).

5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La présente revue de littérature fait ressortir plusieurs points importants. Tout d'abord, tant pour l'Omble de fontaine que pour la Truite arc–en–ciel, les lignées indigène et hybride ont une meilleure survie et sont recommandées pour les introductions et les ensemencements de soutien, tandis que la lignée domestique devrait être utilisée à des fins de dépôt–retrait. Ensuite, la survie des Ombles de fontaine ensemencés est généralement plus faible dans les plans d'eau contenant des espèces compétitrices, y compris des ombles résidants, et ceci peu importe la taille des poissons ensemencés. Cependant, la compétition exerce son effet surtout chez les individus de petite taille (20 cm et moins), en réduisant la survie et la croissance. Les ombles de petite taille (alevins, fretins et petits individus d'un an) ne devraient être déversés que lorsque le niveau de compétition et/ou de prédation est très faible, et en tenant compte du niveau de production. Lorsque les ensemencements de fretins sont réussis, le rendement obtenu est supérieur au rendement des poissons de plus grande taille. Mais dès qu'il y a compétition sévère (Meunier noir, Mulet à cornes, Perchaude), on devrait envisager l'ensemencement de type dépôt–retrait, ou peut–être même de cesser les ensemencements.

Par ailleurs, en milieu lentique, et de façon encore plus critique en milieu lotique, il semble que des taux d'ensemencement élevés entraînent généralement une mortalité accrue. On peut parfois observer une augmentation de la récolte, toutefois l'augmentation des taux implique la plupart du temps une diminution de la croissance, à cause de la compétition intraspécifique pour la nourriture et l'espace. De la même façon, la production peut être augmentée, mais pas nécessairement le rendement économique. Quelques méthodes de détermination des taux utilisées dans certains états et provinces ont aussi été présentées. L'applicabilité de ces formules à la situation de l'Omble de fontaine au Québec reste à déterminer, mais ne semble pas prometteuse. Les connaissances actuelles ne permettent pas encore le développement d'une formule spécifique à cette situation, mais certains espoirs peuvent être fondés sur les déterminants de l'abondance de l'Omble de fontaine (Lacasse et Magnan, Laboratoire de recherche sur les communautés aquatiques, Département de chimie–biologie, Université du Québec à Trois–Rivières, travaux en cours).

En milieu lentique, les ensemencements de fretins de Truite arc–en–ciel et de Truite brune donnent de meilleurs résultats au printemps et au début de l'été qu'en automne. Chez l'Omble de fontaine, les ensemencements d'automne donnent de bons résultats lorsque le niveau de compétition ou de prédation est peu élevé. En milieu lotique, les ensemencements d'automne donnent des pourcentages de recapture moins élevés que ceux de printemps ou d'été, tant chez l'Omble de fontaine que chez la Truite arc–en–ciel ou la Truite brune. Dans les ensemencements de type soutien en milieu lentique, il peut être plus efficace d'ensemencer aux deux ans ou même aux trois et quatre ans. Les ensemencements dans des années successives ne devraient être employés que si chaque déversement est fortement exploité, l'année suivant immédiatement le déversement. Pour le dépôt–retrait tant en milieu lotique que lentique, il est préférable d'ensemencer fréquemment pour maintenir le succès attendu.

En ce qui concerne les méthodes de dépôt proprement dit, les salmonidés ensemencés en cours d'eau ne se déplacent pas loin des sites de déversement et les distances parcourues sont habituellement inférieures à un kilomètre. En cours d'eau, la pratique d'ensemencement par dispersion (scatter–planting) plutôt qu'en lots (spot–planting) peut améliorer la survie en distribuant les poissons sur une plus grande superficie d'habitat, et ainsi réduire la compétition intraspécifique au sein des poissons nouvellement ensemencés ou avec les populations résidantes. S'il s'agit de dépôt–retrait, il est souhaitable de combiner les méthodes d'ensemencement par dispersion et d'ensemencement par lots. En lac, il semble que les poissons se dispersent assez rapidement, et on peut suggérer de distribuer les lots dans la zone littorale (0–6 m), sauf s'il y a risque de prédation et/ou de compétition.

Enfin, la productivité de base du milieu récepteur et par conséquent, la disponibilité de nourriture sont des facteurs cruciaux pour le succès des ensemencements. Les comportements alimentaire et territorial, ainsi que les déplacements, peuvent aussi jouer un rôle. La compétition est probablement le principal facteur limitant la survie et la croissance des salmonidés ensemencés, lorsque les conditions physico–chimiques sont adéquates. Quant à la prédation, elle serait surtout le fait des Oiseaux et des Mammifères plutôt que des autres Poissons et elle pourrait réduire de façon considérable la survie des salmonidés ensemencés.

Les informations récoltées pourront peut–être consolider les normes soumises par le Ministère (Archambault et al. 1988). En ce qui concerne l'Omble de fontaine, il faudra probablement reconsidérer le déversement dans les milieux où le niveau de *compétition est* "modéré", selon les termes même du guide, c'est–à–dire en présence de Meunier noir ou de Mulet à cornes. Des publications ultérieures ont en effet démontré que ces espèces réduisent considérablement le rendement en Ombles de fontaine (Lachance 1989; Magnan 1989; Lachance and Magnan 1990a). Certaines mises en garde sont nécessaires pour ce qui est des autres modalités, tels la taille ou le stade, les taux, la fréquence, la durée, la période et la méthode de déversement. En fait, la présente revue a permis de constater une grande variabilité dans les résultats obtenus par les différents auteurs. Les résultats ne s'appliquent pas nécessairement à d'autres milieux, même semblables. Les critères d'ensemencement effectifs sur un cours d'eau ou un lac peuvent échouer sur un autre. Et pour un même plan d'eau, les résultats peuvent aussi varier significativement d'année en année. La variabilité observée incite à la prudence quant à la formulation de règles et de critères basés sur des données incomplètes. Cette attitude prudente a effectivement été adoptée par le groupe de travail qui a édicté les modalités en vigueur actuellement. Le guide nous semble donc correct puisqu'il permet de s'ajuster sur une base individuelle d'après l'analyse de l'information acquise par le suivi des ensemencements. Et comme l'a suggéré Hartzler (1988), cette information permettra de modifier si nécessaire les objectifs ou les quotas d'ensemencement en ne perdant pas de vue l'objectif principal qui est d'améliorer la pêcherie.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier Monsieur Serge Gonthier du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, ainsi que le personnel de la Bibliothèque de l'Université du Québec à Trois–Rivières pour leur collaboration lors de la recherche bibliographique.

Ma reconnaissance s'adresse également à Monsieur Louis Houde et au Docteur Pierre Magnan pour leurs précieux commentaires sur l'ensemble de ce rapport.

LISTE DES RÉFÉRENCES

ALEXANDER, D.R. 1973. Evaluation of the 1972 trout stocking project in lakes of the Halifax Dartmouth Metropolitan area, Nova Scotia. Can. Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Branch Halifax, Progress Report 8: 1–20.

ALEXANDER, G.R. 1975. Growth, survival, production and diet of hatchery–reared rainbow trout stocked in Fuller Pond, Montmorency County, Michigan. Mich. Dept. Nat. Resour., Fish. Div., Fish. Res. Report No. 1829. 14 p. Résumé seulement.

ALEXANDER, G.R. 1979. Predators of fish in coldwater streams, p. 153–170. In H. Clepper, ed. Predator–prey systems in fisheries management. Sport Fishing Institute, Washington, D.C. 504 p.

ALEXANDER, G.R. and D.S. SHETTER. 1969. Trout production and angling success from matched plantings of brook trout and rainbow trout in East Fish lake, Michigan. J. Wildl. Manage. 33(3): 682–692.

ANDREWS, P.S. 1977. Effect of three varying stocking rates on trout production and resultant fisheries. Maine Dept. Inland Fish. Wildl., Job Final Report, Project F–16–R, Job III–2. 31 p.

ANON. 1968. Studies on planted brook trout and limnological conditions in unfished lakes. Mich. Dept. Nat. Resour., Fish. Div. Project F–30–R–1. Job 4 Completion Report. (résumé dans Potter et al. 1982).

ANON. 1970. Studies of mixed species of trout planted in unfished lakes. Mich. Dept. Nat. Resour., Fish. Div. Project F–30–R–4. Job 3 Progress Report. (résumé dans Potter et al. 1982).

ARCHAMBAULT, J., B. BERGERON, P. DUMONT, O. GAUTHIER, M. LAPOINTE et R. PARISEAU. 1988. Modalités d'ensemencement des espèces de poisson autres que le Saumon atlantique anadrome. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 27 p.

BACHMAN, R.A. 1982. Foraging behavior of free–ranging wild brown trout (Salmo trutta) in a stream. Dissertation Abstracts International 43/07–B, p 2098. Résumé seulement.

BARTON, B.A. 1979. Angler harvest of rainbow trout from two stocking rates in Beavermines Lake, Alberta. Alberta Dept. Rec. Parks Wildl., Fish. Res. Report No. 18. 28 p. (résumé dans Potter et al. 1982).

BARWICK, D.H. 1985. Stocking and hooking mortality of planted rainbow trout, Salmo gairdneri, in Jocasse reservoir, South–Carolina, USA. N. Am. J. Fish. Manage. 5(4): 580–583.

BENOIT, J., M. DUBREUIL, P. DUMONT et S. GONTHIER. 1988. Procédures de détermination des priorités de déversement de poissons autres que le Saumon atlantique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 28 p.

BIDGOOD, B.F. and B.A. BARTON. 1982. Stocking rates for pothole lake fisheries. Alberta Fish Wildl. Div., Dept. Energy Nat. Resour. Fish. Res. Report. (résumé dans Potter et al. 1982).

BINNS, N.A. and F.M. EISERMAN. 1979. Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming. Trans. Am. Fish. Soc. 108: 215–228.

BORGESON, D.P. 1966. Trout lake management, p. 168–178. In A. Calhoun, ed. *Inland fisheries management. California Dep. Fish and Game.*

BURNS, J.W. and A. CALHOUN 1966. Trout stream management, p 178–181. In A. Calhoun, ed. Inland fisheries management. California Dep. Fish and Game. ? p.

BUTLER, R.L. and D.P. BORGESON. 1966. Catchable trout fisheries, p. 184–186. In A. Calhoun, ed. Inland fisheries management. California Dep. Fish and Game. ? p.

CHRISTIE, G.C. and H.A. REGIER. 1988. Measures of thermal habitat and their relationship to yields for four commercial fish species. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 301–314.

COLBY, P.J., P.A. RYAN, D.H. SCHUPP, and S.L. SERNS. 1987. Interactions in north–temperate lake fish communities. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(Suppl.2): 104–128.

COLES, T.F. 1981. An analysis of the put–and–take trout fishery at Toft Newton Reservoir. Fish. Mgmt 12(4): 129–138.

COOPER, E.L. 1959. Growth of wild and hatchery strains of brook trout. Trans. Am. Fish. Soc. ???: 424–438.

COUSINS, D.C., T.F. COLES and A.P. CRUST. 1981. A computer program for the analysis of catch returns from a put–and–take trout fishery. Fish. Mgmt 12(4): 119–128.

CRESSWELL, R.C. 1981. Post–stocking movements and recapture of hatchery–reared trout released into flowing waters– a review. J. Fish Biol. 18(4): 429–442.

CRESSWELL, R.C. and R. WILLIAMS. 1982. Post–stocking movements and recapture of hatchery–reared trout released into flowing waters – Effect of time and method of stocking. Fish. Mgmt 13(3): 97–104.

CRESSWELL, R.C.and R. WILLIAMS. 1983. Post–stocking movements and recapture of hatchery–reared trout released into flowing waters – Effect of prior acclimation to flow. J. Fish Biol. 23(3): 265–276.

CRESSWELL, R.C. and R. WILLIAMS. 1984. Post–stocking movements and recapture of hatchery–reared trout released into flowing waters – Effect of a resident wild population. Fish. Mgmt 15(1): 9–14.

CVANCARA, V. 1989. Current references in fish research: volumes 5–14 (1980–1989). Department of Biology, University of Wisconsin, Eau Claire .

DONALD, D.B. and R.S. ANDERSON. 1982. Importance of environment and stocking density for growth of rainbow trout Salmo gairdneri in mountain lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 111(6): 675–680.

DUPEE, B.S. and E.W. SPURR. 1980. A two–year study of the factors affecting the survival of hatchery–reared brook trout (Salvelinus fontinalis) in streams. New Hampshire Fish Game Dept. Project F–42–R–5. Job. 1 Report. 17 p.

EAST, P. and P. MAGNAN. 1989. Factors determining the piscivority of brook charr, Salvelinus fontinalis, in oligotrophic lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci.: (accepté).

ENGSTROM–HEG, R. 1979a. Salmonid stocking criteria for New York's fisheries program. New York State Department of Environmental Conservation, Division of Fish and Wildlife, Bureau of Fisheries. 36 p.

ENGSTROM–HEG, R. 1979b. A philosophy of trout stream management in New York. New York State Department of Environmental Conservation, Division of Fish and Wildlife, Bureau of Fisheries. 24 p.

ENGSTROM–HEG, V. and R. ENGSTROM–HEG. 1984. A Fortran program for predicting yields of stocked trout from stream fisheries under various management alternatives. N. Am. J. Fish. Manage. 4(4A): 440–454.

ERSBAK, K. and B.L. HAASE. 1983. Nutritional deprivation after stocking as a possible mechanism leading to mortality in stream–stocked brook trout. N. Am. J. Fish. Manage. 3(2): 142–151.

EVANS, R.A. 1989. Effects of liming and brook trout (Salvelinus fontinalis) introduction on limnetic insect populations of two acidified, fishless lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 342–352.

FAUSCH, K.D. and R.J. WHITE. 1981. Competition between brook trout (Salvelinus fontinalis) and brown trout (Salmo trutta) for positions in a Michigan stream. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38: 1220–1227.

FLICK, W.A. and D.A. WEBSTER. 1964. Comparative first year survival and production in wild and domestic strains of brook trout, Salvelinus fontinalis. Trans. Am. Fish. Soc. 93: 58–69.

FLICK, W.A. and D.A. WEBSTER. 1976. Production of wild, domestic and interstrain hybrids of brook trout (Salvelinus fontinalis) in natural ponds. J. Fish. Res. Board. Can. 33: 1525–1539.

FRASER, J.M. 1972. Recovery of planted brook trout, splake and rainbow trout from selected Ontario lakes. J. Fish. Res. Board Can. 29(2): 129–142.

FRASER, J.M. 1976. Assessment of winter planting of hatchery–reared brook trout, Salvelinus fontinalis, in small precambrian lakes. J. Fish. Res. Board Can. 33(8): 1794–1797.

FRASER, J.M. 1978a. Comparative recoveries of planted yearling and fall–fingerling brook trout (Salvelinus fontinalis) from Ontario lakes. J. Fish. Res. Board Can. 35(4): 391–396.

FRASER, J.M. 1978b. The effect of competition with yellow perch on the survival and growth of planted brook trout, splake and rainbow trout in a small Ontario lake. Trans. Am. Fish. Soc. 107(4): 505–517.

FRASER, J.M. 1980. Survival, growth and food habits of brook trout, Salvelinus fontinalis, and F_1 splake Salvelinus namaycush X Salvelinus fontinalis planted in precambrian shield lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 109(5): 491–501.

FRASER, J.M. 1981a. Comparative survival and growth of planted wild, hybrid, and domestic strains of brook trout (Salvelinus fontinalis) in Ontario lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38(12): 1672–1684.

FRASER, J.M. 1981b. Estimates of the standing stocks of fishes in four small precambrian shield lakes. Canadian Field Naturalist 95(2): 137–143.

FRASER, J.M. and K.H. LOFTUS. 1983. The performances of two wild and two hybrid strains of brook trout planted in an infertile, acidic lake. Ont. Fish. Tech. Rep. Ser. No 7. 10 p.

FRASER, J.M. and C. RUMSEY. 1988. Comparative survival and growth of F_1 and F_3 generations of the same strain of hatchery–reared brook trout (Salvelinus fontinalis) planted in two small lakes. Ont. Fish. Tech. Rep. Ser. 28. 11 p.

GIBSON, R.J. and T.A. DICKSON. 1984. The effects of competition on the growth of juvenile atlantic salmon. Naturaliste can. (Rev. Ecol. Syst.) 111: 175–191.

GIBSON, R.J., T.R. PORTER and K.G. HILLIER. 1987. Juvenile salmonid production in the Highlands River, St. George's Bay, Newfoundland. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1538. 114 p.

GLOSS, S.P., C.L. SCHOFIELD, R.L. SPATEHOLTS, and B.A. PLONSKI. 1989. Survival, growth, reproduction, and diet of brook trout (Salvelinus fontinalis) stocked into lakes after liming to mitigate acidity. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46(2): 277–286.

GODBOUT, L. and R.H. PETERS. 1988. Potential determinants of stable catch in the brook trout (Salvelinus fontinalis) sport fishery in Quebec. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1771–1778.

GOWING, H. 1974. Survival, growth, diet and productivity of hatchery trout stocked in six pothole lakes in Michigan. Michigan Dept. Nat. Res., Fish. Res. Report No 1816. 30 p.

GOWING, H. 1986. Survival and growth of matched plantings of Assinica strain brook trout Salvelinus fontinalis and hybrid brook trout Assinica male X domestic female in six small Michigan lakes, USA. N. Am. J. Fish. Manage. 6(2): 242–251.

GOWING, H. and W.T. MOMOT. 1979. Impact of brook trout (Salvelinus fontinalis) predation on the crayfish Orconectes virilis in three Michigan lakes. J. Fish. Res. Board Can. 36: 1191–1196.

GRANDE, M., S. ANDERSEN and I. SEVALDRUD. 1982. Stocking experiments with brook trout in acid lakes, 1975–1978. Can. Transl. Fish. Aquat. Sci. No 4853. 79 p.

GREENE, C.W. 1952. Results from stocking brook trout of wild and hatchery strains in Stillwater pond. Trans. Am. Fish. Soc. 81: 43–52.

HALVERSON, C.J., J.W. JENSEN and C.E. BOYD. 1980. Water quality in standing–water ponds for winter production of rainbow trout in Alabama. Trans. Am. Fish. Soc. 109: 310–313.

HANSON, J.M. and W.C. LEGGETT. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 257–263.

HARTZLER, J.R. 1988. Catchable trout fisheries: the need for assessment. Fisheries 13(2): 2–8.

HELFRICH, L.A. and W.T. KENDALL. 1982. Movements of hatchery–reared rainbow, brook, and brown trout stocked in a Virginia mountain stream. Prog. Fish–Cult. 44(1): 3–7.

HESTHAGEN, T. and B.O. JOHNSEN. 1989a. Lake survival of hatchery and pre–stocked pond brown trout, Salmo trutta L. Aquacult. Fish. Manage. 20(3): 91–95.

HESTHAGEN, T. and B.O. JOHNSEN. 1989b. Survival and growth of summer and autumn–stocked 0+ brown trout Salmo trutta L. in a mountain lake. Aquacult. Fish. Manage. 20(3): 329–332.

HUME, J.M.B. and E.A. PARKINSON. 1987. Effect of stocking density on the survival, growth and dispersal of steelhead trout fry Salmo gairdneri. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44(2): 271–281.

HUME, J.M.B. and E.A. PARKINSON. 1988. Effects of size at and time of release on the survival and growth of steelhead fry stocked in streams. N. Am. J. Fish. Manage. 8(1): 50–57.

IHSSEN, P.E., M.J. POWELL and M. MILLER. 1982. Survival and growth of matched plantings of lake trout (Salvelinus namaycush), brook trout (Salvelinus fontinalis), and lake X brook F_1 splake hybrids and backcrosses in northeastern Ontario lakes. Ont. Fish. Tech. Rep. Ser. No 6. 12 p.

JOHNSON, M.W. 1978. The management of lakes for stream trout and salmon. Minnesota Dept. Nat. Res., Div. Fish. Wildl., Sect. Fish., Spec. Pub. No. 125. 60 p.

JOHNSON, M. 1983. An evaluation of stream trout stocking in Langlade, Lincoln and Marathon Counties. Wisconsin Department of Natural Resources, Bureau of Fish Management, Fish Management Report No. 114. p 1–7.

JONES, J.R. and M.V. HOYER. 1982. Sportfish harvest predicted by summer chlorophyll–a concentration in midwestern lakes and reservoirs. Trans. Am. Fish. Soc. 111: 176–179.

KAEDING, L.R. 1980. Observations on communities of brook and brown trout separated by an upstream–movement barrier on the Firehole River. Prog. Fish–Cult. 42: 174–176.

KELLER, W.T. 1979. Management of wild and hybrid brook trout in New York lakes, ponds and coastal streams. New York State Department of Environmental Conservation, FW–P148 (11/79). 40 p..

KELLER, W.T. and D.S. PLOSILA. 1981. Comparison of domestic, hybrid and wild strains of brook trout in a pond fishery. New York Fish and Game Journal 28(2): 123–137.

KELLY, W.H. 1965. Stocking formula for heavily fished trout streams. New York Fish Game J. 12: 170–179.

KENNEDY, G.J.A., C.D. STRANGE and G.O. O'NEIL. 1984. Survival of brown trout (Salmo trutta L.) stocked as summerlings and autumn fingerlings in two northern Ireland lakes. Fish. Mgmt 15: 1–8.

KRUEGER, C.C. and B.W. MENZEL. 1979. Effect of stocking on genetics of wild brook trout populations. Trans. Am. Fish. Soc. 108: 277–287.

LACHANCE, S. 1989. Performances après ensemencement de trois lignées d'Ombles de fontaine (Salvelinus fontinalis Mitchill). Mémoire présenté à l'Université du Québec à Trois–Rivières comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement. 63 p.

LACHANCE, S. and P. MAGNAN. 1990a. Performance of domestic, hybrid and wild strains of brook charr, Salvelinus fontinalis, after stocking: the impact of intra– and interspecific competition. Can. J. Fish. Aquat. Sci.: (accepté pour publication).

LACHANCE, S. and P. MAGNAN. 1990b. Comparative ecology and behavior of domestic, hybrid and wild strains of brook charr, Salvelinus fontinalis, after stocking. Can. J. Fish. Aquat. Sci.: (accepté pour publication).

MAGNAN, P. 1989. The impact of cyprinid and catostomid introductions on brook charr, Salvelinus fontinalis, populations: a review. Physiol. Ecol. Japan, Spec. Vol. 1: 337–356.

MAGNAN, P. and G.J. FITZGERALD. 1982. Resource partitioning between brook trout (Salvelinus fontinalis Mitchill) and creek chub (Semotilus atromaculatus Mitchill) in selected oligotrophic lakes of southern Québec. Can. J. Zool. 60: 1612–1617.

MAGNAN, P. and G.J. FITZGERALD. 1984. Mechanisms responsible for the niche shift of brook charr, Salvelinus fontinalis Mitchill, when living sympatrically with creek chub, Semotilus atromaculatus Mitchill. Can. J. Zool. 62: 1548–1555.

MATUSZEK, J.E. 1978. Empirical predictions of fish yields of large North American lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 107: 385–394.

MESICK, C.F. 1984. Emigratory behavior of Arizona and brown trout as a means to regulate population numbers in response to environmental changes (competition, carrying capacity). Dissertation Abstracts International 45/08–B, p 2422. Résumé seulement.

MOMOT, W.T. 1970. Growth of trout in relation to food in lakes closed to fishing. Mich. Dept. Nat. Resour., Fish. Div. Project F–30–R–4. Job Progress Report. (résumé dans Potter et al. 1982).

MOMOT, W.T. 1971. Populations of crayfish subject to varying rates of predation by trout, and growth and survival of hatchery trout stocked at different rates. Mich. Dept. Nat. Resour., Fish. Div. Project F–30–R–5. Job III–3 and III–4 Progress Report. (résumé dans Potter et al. 1982).

MOORE, E.S., G.L. LARSON and B.L. RIDLEY. 1985. Dispersal of brook trout in rehabilitated streams in Great Smoky Mountains National Park. J. Tenn. Acad. Sci. 60(1): 1–3 (résumé seulement).

MORTENSEN, E. 1977. Density–dependent mortality of trout fry (Salmo trutta L.) and its relationship to the management of small streams. J. Fish Biol. 11: 613–617.

MOTTLEY, C. McC. 1940. The effect of increasing the stock in a lake on the size and condition of rainbow trout. Trans. Am. Fish. Soc. 70: 414–420.

NAUD, M. and P. MAGNAN. 1988. Diel onshore–offshore migrations in northern redbelly dace, Phoxinus eos (Cope), in relation to prey distribution in a small oligotrophic lake. Can. J. Zool. 66: 1249–1253.

OMNR. 1982. General guidelines for stocking hatchery fish (interim 1982). Ontario Ministry of Natural Resources, Fisheries Branch, March 1982. 21 p.

PAWSON, M.G. 1982. Recapture rates of trout in a 'put–and–take' fishery: analysis and management implications. Fish. Mgmt 13(1): 19–31.

PETROSKY, C.E. 1984. Competitive effects from stocked catchable–size rainbow trout on wild trout population dynamics. Dissertation Abstracts International 45/11–B, p 3386. Résumé seulement.

POTTER, B.A., B.R. ZALEWSKI, B.A. BARTON and N.C. FRASER. 1982. Summary and annotated bibliography of Salmoninae stocking investigations, stocking assessment methodology and stocking policies in North America. Ontario Ministry of Natural Resources, Fisheries Branch, Reprint 1983. 165 p.

QVENILD, T. and M. AASHEIM. 1982. Production and yield of stocked rainbow trout, Salmo gairdneri, in the Sundtjerna lakes, Heidal, Norway, summer 1989. Fauna (Oslo) 35(3): 114–120 (résumé seulement).

RYDER, R.A. 1965. A method of estimating the potential fish production of North–temperate lakes. Trans. Am. Fish. Soc. 94(3):214–218.

RYDER, R.A. 1982. The morphoedaphic index. Use, abuse, and fundamental concepts. Trans. Am. Fish. Soc. 111: 154–164.

SCHOFIELD, C.L., S.P. GLOSS and D. JOSEPHSON. 1986. Extensive evaluation of lake liming, restocking strategies, and fish population response in acidic lakes following neutralization by liming. U.S. Fish and Wildlife Service, Eastern Energy and Land Use Team. Interim Progress Rept. NEC–86/18. 117 p.

SMALL, I. 1987. The performance of a small catch–and–release fishery stocked with rainbow trout Salmo gairdneri Richardson, and thoughts on stocking densities. Aquacult. Fish. Manage. 18(3): 291–308.

STRINGER, G.E., A.F. TAUTZ, T.G. HALSEY, and C. HOUSTON. 1980. Further development and testing of a lake stocking formula for rainbow trout in British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Fisheries Management Report No. 75. 23 p.

STUBER, R.J., C. SEALING and E.P. BERGERSEN. 1985. Rainbow trout Salmo gairdneri returns from fingerling plantings in Dillon Reservoir, Colorado, USA 1975–1979. N. Am. J. Fish. Manage. 5(3B): 471–474.

SWINK, W.D. 1983. Nonmigratory salmonids and tailwaters– A survey of stocking practices in the United States. Fisheries 8(3): 5–9.

SWINK, W.D. 1983. Survey of stocking policies for tailwater trout fisheries in the southern USA. Prog. Fish–Cult. 45(2): 67–71.

TREMBLAY, S. and P. MAGNAN. 1989. Dynamics of interactions between two distantly related species: brook charr (Salvelinus fontinalis) and white sucker (Catostomus commersoni). Can. J. Fish. Aquat. Sci.: (soumis pour publication).

UTSCHICK, H. 1984. Investigations on the economical damage caused by the grey heron (Ardea cinerea) in creeks. Verh. Ornithol. Ges. Bayern 24: 87–110 (résumé seulement).

VALIANT, H. and T.I. SMITH. 1983. A creel census of East Blue, Gull and Two Mile Lakes in the Duck Mountains with implications for stocking in Manitoba's stocked trout lakes. Manuscr. Rep. Dep. Nat. Resour. Man. No 83–21. 56 p.

WEBSTER, D.A. and W.A. FLICK. 1981. Performance of indigenous, exotic, and hybrid strains of brook trout (Salvelinus fontinalis) in waters of the Adirondack Mountains, New York. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38(12): 1701–1707.

Gouvernement du Québec
Ministère du Loisir,
de la Chasse et de la Pêche
Direction de la gestion
des espèces et des habitats

SP 1767-09-90